

**ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA ENTRE
RELICTOS DE COBERTURA VEGETAL ASOCIADA AL ÁREA DE INFLUENCIA
DEL RÍO CRAVO SUR EN EL MUNICIPIO DE YOPAL - CASANARE- COLOMBIA -
2017**

LEONOR ALARCÓN JIMÉNEZ



**UNIVERSIDAD NACIONAL ABIERTA Y A DISTANCIA
ESCUELA DE CIENCIAS AGRARIA, PECUARIAS Y DEL MEDIO AMBIENTE
PROGRAMA INGENIERÍA AGROFORESTAL
BOGOTÁ D.C.
2017**

**ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA ENTRE
RELICTOS DE COBERTURA VEGETAL ASOCIADA AL ÁREA DE INFLUENCIA
DEL RÍO CRAVO SUR EN EL MUNICIPIO DE YOPAL - CASANARE- COLOMBIA -
2017**

Estudiante:

LEONOR ALARCÓN JIMÉNEZ

Proyecto de investigación para optar el título de ingeniera agroforestal

Director:

RAÚL GARCÍA

Ingeniero forestal

**UNIVERSIDAD NACIONAL ABIERTA Y A DISTANCIA
ESCUELA DE CIENCIAS AGRARIA, PECUARIAS Y DEL MEDIO AMBIENTE
PROGRAMA DE INGENIERÍA AGROFORESTAL
BOGOTÁ D.C.**

2017

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	4
1. OBJETIVOS.....	6
1.1. OBJETIVO GENERAL.....	6
1.2. OBJETIVO ESPECÍFICOS.....	6
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	7
3. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS.....	9
4. MARCO CONCEPTUAL.....	12
4.1. Ecología del paisaje.....	12
4.2. Componentes estructurales del paisaje.....	13
4.3. Conectividad.....	13
4.4. Métodos cuantitativos.....	14
4.5. Corredor ecológico.....	15
4.6. Métrica de paisaje.....	18
4.7. Índices del paisaje.....	18
4.8. Sistemas de información geográfica - SIG.....	22
5. DISEÑO METODOLÓGICO.....	24
5.1. Área de estudio.....	24
5.2. Materiales y Métodos.....	26
5.3. Fases Metodológicas.....	27
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	32
7. CONCLUSIONES.....	49
8. RECOMENDACIONES.....	51
9. BIBLIOGRAFÍA.....	52
10. ANEXOS.....	59

INTRODUCCIÓN

La mayor amenaza para la biodiversidad de las áreas de bosque es la fragmentación y pérdida de hábitat, generada por acciones antrópicas como la agricultura, la ganadería, las actividades extractivas (Vargas, 2008), los procesos de industrialización y los fenómenos de expansión urbanística y de las infraestructuras viarias, siendo esta última causante de la fragmentación no por pérdida de superficie neta sino por la ruptura del funcionamiento del conjunto del territorio (EUROPARC, 2009). Con la fragmentación se interrumpe la continuidad de los ecosistemas, se alteran los diferentes microhábitats y se disminuye la heterogeneidad, desaparecen hábitats críticos, las fuentes de alimentos y se modifican las condiciones microclimáticas (Vargas, 2008).

La fragmentación es la última etapa en un proceso de alteración de un hábitat, en donde el aislamiento de los elementos del paisaje, la disminución de la superficie, el aumento del efecto borde y la subdivisión se hacen mayores hasta llegar al punto en el que el paisaje pierde su funcionalidad (EUROPARC, 2009). El efecto de borde causa disminución de las poblaciones biológicas, pues tiene efectos abióticos y bióticos directos o indirectos (Murcia, 1995, citado en Vargas, 2008).

El resultado de esto es un paisaje conformado por mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y parches, relictos o fragmentos de bosques (Murrieta, 2006), en los que se dificulta la conectividad biológica de las diferentes especies, trayendo como consecuencia la disminución de la biodiversidad, abundancia y cambios en el ensamble de las distintas poblaciones (Bustamante & Grez, 1995).

En el caso específico del municipio de Yopal, se encuentra que la situación en cuanto a sus ecosistemas de bosque no es ajena a esta problemática, dado que se caracteriza por presentar vegetación sectorizada o fragmentada, causadas en gran parte por las actividades agropecuarias e industriales de la región, y al igual que muchas zonas del país, carece de estudios o investigaciones orientadas a analizar los niveles de fragmentación de los bosques.

En este orden de ideas, con este estudio se pretende dar a conocer el grado actual de fragmentación que presentan las diferentes coberturas boscosas asociada al área de influencia del río Cravo Sur en el municipio de Yopal, así como también identificar y proponer corredores ecológicos que puedan ser implementados en futuros programas de conservación ambiental, como una estrategia que facilite la conectividad entre fragmentos.

1. OBJETIVOS

1.1. OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el proceso de fragmentación de la cobertura vegetal asociada al área de influencia del río Cravo Sur en el municipio de Yopal, con el fin de identificar rutas de conectividad ecológica

1.2. OBJETIVO ESPECÍFICOS

- Identificar los cambios en la cobertura del suelo en el área de influencia del río Cravo Sur para los años 2000, 2010 y 2016.
- Caracterizar el proceso de fragmentación de la cobertura vegetal asociada al área de influencia del río Cravo Sur del municipio de Yopal mediante métricas de paisaje.
- Identificar rutas de conectividad ecológica que conlleven a la recuperación de relictos de bosque para la conservación de la biodiversidad en el área de estudio.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

A nivel de Colombia el interés por convertir todas aquellas regiones o zonas con ecosistemas de bosque, en tierras de producción agrícola o industrial, ha conducido a la tala casi sistemática de los bosques naturales, como ha ocurrido con los bosques secos y algunas zonas cafeteras (Márquez, 2002), dando como resultado un paisaje conformado por parches, relictos o fragmentos de bosques en los cuales se dificulta la conectividad biológicas de las diferentes especies, trayendo como consecuencia la disminución de la biodiversidad, abundancia y cambios en el ensamble de las distintas poblaciones (Bustamante & Grez., 1995). Un bosque fragmentado puede ser descrito por atributos como número de fragmentos, tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos (Patton, 1975); por lo que en la actualidad existen muchos estudio enfocados hacia la importancia de la conectividad estructural de los bosques fragmentados como una alternativa para la conservación (Ramos Z & Finegan B, 2004); sin embargo a pesar de todo el esfuerzo, aún existen muchos vacíos en la información sobre las afectaciones que los procesos de fragmentación causan sobre la estructura de un ecosistema.

De igual manera, la presión ejercida por la acción antrópica sobre la fauna y flora, deja como consecuencia la creación de paisajes fragmentados, eliminación de los hábitats y extinción de los organismos asociados, aislamiento de las poblaciones establecidas en los fragmentos de hábitat remanentes, alteración de las interacciones entre las especies, efectos notables para las especies que requieren áreas grandes de hábitat continuo para mantener poblaciones viables, alteración de los flujos de energía y materia, cambios en el clima local y posibles extinciones locales de especies endémicas o nativas (Salazar-Holguín et al, 2010).

Las áreas priorizadas para la conservación en el municipio de Yopal corresponden principalmente a coberturas vegetales de bosque, los cuales presentan alta vulnerabilidad frente a los efectos de borde, dada a la expansión de las actividades agropecuarias, exploración y explotación de hidrocarburos y al desarrollo de obras de infraestructura en la región. Este fenómeno desencadena alteraciones en la funcionalidad del ecosistema y la pérdida estructural de la biodiversidad nativa, disminuyendo la capacidad de las comunidades de soportar, adaptarse y recuperarse, frente a la oferta de servicios ecosistémicos y la adaptación al cambio climático, lo cual aumenta el riesgo para el desarrollo y sostenibilidad ambiental de la región.

En la zona de estudio del río Cravo Sur, en el transcurso de los años se ha venido presentando la deforestación masiva a causa de cultivos transitorios y la ganadería, lo que se evidencia procesos de fragmentación en la zona, aún no se han realizado estudios que permitan obtener indicadores que expresen la magnitud del problema de fragmentación de los ecosistemas. La caracterización de las coberturas en los tres periodos de estudio se ha disminuido notablemente en la zona de llanura; en la zona de piedemonte y estribaciones de la cordillera oriental se ha conservado por el difícil acceso a las diferentes zonas boscosas. En cuanto a la conectividad ecológica se debe escoger los relictos de bosques con mayor capacidad de recuperación y así trazar las rutas que nos conlleven a la conservación.

3. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

La historia de los corredores ecológicos se remonta a principios de siglo XX, época desde la cual se han hecho grandes avances en la concepción, formulación, implementación y monitoreo de estas estructuras. A su vez el concepto de corredor se popularizó en diferentes disciplinas ambientales tales como ecología del paisaje, biología de la conservación, planeación del uso del suelo y arquitectura paisajista, generándose un gran número de definiciones que hacen referencia al término de corredores (Hess & Fischer, 2001).

Existen estudios previos que demuestran la importancia que tiene para la conservación del medio ambiente, el mantenimiento y la creación de nuevos corredores ecológicos. El resultado de estos estudios iniciales ha dejado al descubierto la gran necesidad que se tiene a nivel mundial de generar políticas y estrategias que promuevan estas iniciativas. En España y países centroamericanos como México y Costa Rica se ha trabajado arduamente en la gestión de directrices que promuevan la creación de nuevos corredores, así como el mantenimiento o sostenibilidad de los ya existentes (Jiménez, 2000; Gurrutxaga, 2005; Murrieta, 2006; García, 2009; SINAC, 2008), como una de las iniciativas más importantes a la hora de generar estrategias que promuevan la conservación de la biodiversidad en cada uno de sus territorios.

En la Reserva Forestal Golfo Dulce de Costa Rica, Jiménez (2000) planteó diseños de corredores a partir de una estrategia metodológica que se fundamentó en la evaluación del uso del hábitat por las especies de fauna que se beneficiarían, el uso de los SIG para delimitarlos y la elaboración de lineamientos para el manejo del área que lo contendría.

Murrieta en 2006 realizó la identificación y caracterización de los tipos de bosques naturales, información que permitió hacer un análisis a nivel de paisaje mediante SIG para el planteamiento de una propuesta de red de conectividad estructural ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central – Talamanca.

El trabajo de García (2009), planteó el análisis de carencias (gap) de la red de espacios protegidos del Principado de Asturias en el norte de España, para lo cual mediante la localización de núcleos de las unidades vegetales de más valor para la fauna que aún no estaban protegidas por la legislación actual, definió una red ecológica que conectara dichos núcleos utilizando tres niveles de escala.

El diseño e implementación de los corredores ecológicos en Colombia utilizando herramientas SIG es reciente, los proyectos que han sido ejecutados han dado buenos resultados, permitiendo evaluar y dar un diagnóstico certero sobre el estado de los ecosistemas fragmentados y han permitido plantear estrategias que facilitan la toma de medidas que buscan mitigar el impacto que ha tenido la fragmentación y constante degradación de los ecosistemas de bosque.

En Medellín - Antioquia, Racero-Casarrubia (2008) hicieron un reconocimiento de las coberturas vegetales y realizaron un análisis de conectividad en tres microcuencas de la zona cafetera en el corregimiento de Palmita, a partir de la geometría y/o arreglos espaciales de los diferentes fragmentos de vegetación encontrados en la matriz dominada por cultivos de café, trabajos que posibilitaron proponer posibles rutas de conexión para implementar un corredor biológico.

En el 2009 Echeverry & Harper estudiaron la deforestación y fragmentación para obtener los datos necesarios que permitieran definir indicadores de estado para el sistema de monitoreo socioambiental del corredor de conservación Chocó-Manabí (Colombia-Ecuador).

En el estudio de Ruiz et al (2012), se identificaron corredores biológicos como estrategia de recuperación en paisajes altamente fragmentados, a través de sistemas de información geográfica SIG, tomando como estudio de caso la microcuenca La Bolsa del municipio de Marinilla - Antioquia. Partieron de la identificación de las coberturas y hábitats fragmentados, continuaron con la aplicación de herramientas SIG para trazar una alternativa de corredor biológico, para finalmente plantear las estrategias que permitieran implementar la conexión funcional en el paisaje de la microcuenca de La Bolsa.

4. MARCO CONCEPTUAL

4.1.Ecología del paisaje

En Vila et al (2006) se presenta una visión de síntesis de los principales conceptos, métodos utilizados y la evolución que ha tenido la ecología del paisaje:

El nacimiento de la ecología del paisaje mantiene una clara vinculación con la geografía, pues esta perspectiva científica fue definida e instaurada por un geógrafo. A finales de la década de 1930, el geógrafo Carl Troll utilizó por primera vez la expresión landscape ecology, que definió como el estudio de toda la complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica de paisaje.

La definición que venía a complementar la de paisaje (Landschaft-Landscape) fue utilizada en el siglo XIX por Alexander von Humboldt, como «el conjunto de características de una región de la Tierra».

En la década de los ochenta se da el despegue definitivo de la landscape ecology, así como el desplazamiento del núcleo central de trabajo desde Europa hacia Estados Unidos y se destacan los aportes de nuevos conceptos a esta disciplina y los avances que se producen en la investigación en torno a la fragmentación de hábitats y a la conservación de la biodiversidad, los corredores biológicos y la conectividad, y el desarrollo de métodos cuantitativos y estadísticos.

En las últimas décadas ha adquirido mucho prestigio y se ha adoptado a los planes y proyectos en la administración pública, para tomar decisiones acerca del manejo del espacio con fines

agropecuarios, industriales, forestales, de fauna silvestre y de conservación entre otros; pues de un buen diseño en la ubicación de cada uno de estos espacios se favorecería la sustentabilidad ecológica y social de un territorio, tanto a nivel continental, regional, de cuenca o paisaje (Moizo, 2007).

4.2.Componentes estructurales del paisaje

Para Vila et al. (2006) el concepto de mosaico es el elemento base para la interpretación del paisaje, la distinción de sus elementos está dada por tres mecanismos que los originan: las diferencias en el sustrato, la dinámica natural con sus perturbaciones y la actividad humana.

Los tipos de elemento diferenciables en el mosaico son los fragmentos o parches, que representan diferentes unidades morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio, los corredores son las conexiones entre fragmentos y la matriz es el complejo formado por fragmentos y corredores. En el paisaje, la superficie, la forma, el número y la disposición de los elementos del paisaje condicionan su situación y dinamismo, así como sus perspectivas futuras (Vila et al., 2006).

4.3.Conectividad

La conectividad se traduce en un incremento del intercambio de individuos entre poblaciones y de la persistencia local y regional de éstas, reduciendo así la tasa de extinción y aumentando la tasa de colonización. La conectividad del paisaje favorece tanto los movimientos de especies animales, como de las especies vegetales y de los flujos de materia y energía, entre diversos ecosistemas, hábitats o comunidades (EUROPARC, 2009).

La conectividad ecológica es una propiedad estructural del paisaje, que depende de un conjunto de elementos y características del territorio, que facilitan o no el tránsito de determinadas especies o la expansión de ciertos hábitats. Es así que la conectividad depende por tanto de la especie o el hábitat para el que se determina dicha conectividad, por lo que en un mismo territorio la conectividad no será igual entre diferentes especies, pues depende de sus capacidades de dispersión y de los requerimientos ecológicos durante su ciclo vital (ATECMA, 2007).

Los corredores no son simplemente estructuras lineales, más o menos estrechas que conectan dos espacios, desde una visión más integradora es la conexión funcional del hábitat existente en el territorio que puede derivar de una conexión física o estructural o de las habilidades de las especies para moverse por los distintos elementos del paisaje (With et al., 1997, citado en EUROPARC, 2009).

4.4. Métodos cuantitativos

Los resultados de la aplicación de métodos cuantitativos en ecología del paisaje se agrupan en los denominados «índices de paisaje» (landscape metrics). Los índices de paisaje aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie y la forma de los elementos del paisaje. Además, los índices de paisaje permiten una útil e interesante comparación entre distintas configuraciones paisajísticas, la misma área en distintos momentos temporales o la definición de escenarios futuros (Gustafson, 1998).

Los métodos cuantitativos en ecología del paisaje son aplicables a un triple nivel (McGarigal et al., 1995; Botequilha et al., 2006):

- a) **A nivel de fragmento (patch level).** Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cuál es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.
- b) **A nivel de clase (class level).** Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular cual es la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser los bosques, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de bosque.
- c) **A nivel de paisaje (landscape level).** Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado nos informa del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

4.5. Corredor ecológico

El concepto de Corredor ecológico ha evolucionado con el tiempo, las múltiples definiciones han generado discusiones que están supeditadas a los diferentes intereses que se mueven en torno al tema, dependiendo del país, sus políticas y normas legislativas ambientales.

Los criterios internacionales más usados para la formulación de corredores provienen del nivel jerárquico de especies tales como viabilidad de poblaciones o requerimientos de hábitat para

especies focales, esta aproximación metodológica es ampliamente usada en Europa para determinar corredores a escala continental, regional y local (Jongman & Pungetti, 2004).

Benett (1999), autor de varios artículos y libros sobre el tema hace alusión en su libro “Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre”, que lo importante es iniciar procesos que promuevan la conectividad, enfatizando en los patrones del paisaje que faciliten la conectividad para especies, comunidades y procesos ecológicos, como elemento clave, para la conservación de la naturaleza en ambientes modificados.

De igual forma en Costa Rica, uno de los países que más ha trabajado en el desarrollo del tema ambiental, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación – SINAC (2008), hace referencia sobre el concepto de corredores en su “Guía para el Diseño, Oficialización y Consolidación de Corredores Biológicos en Costa Rica”, donde retoma la definición hecha por la XIX Cumbre de Presidentes Centroamericanos 1997, en donde se refiere a corredores ecológicos como: “Un sistema de ordenamiento territorial compuesto de áreas naturales bajo regímenes de administración especial, zonas núcleo, de amortiguamiento, de usos múltiples y de interconexión; organizando y consolidando, brindando un conjunto de bienes y servicios ambientales a la sociedad centroamericana y mundial, proporcionando los espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y uso sostenible de los recursos naturales”.

García (2012) en el documento sobre corredores biológicos en la Amazonia Colombiana, relaciona diferentes definiciones hechas por algunos autores sobre el tema:

Corredor (Merriam, 1984): parche angosto y continuo de vegetación que facilita el movimiento entre parches de hábitat, previniendo el aislamiento de poblaciones.

Corredor (Saunders et al, 1991): rasgo lineal de vegetación que difiere de la vegetación circundante y concreta al menos dos fragmentos que estaban conectados históricamente.

Corredor de Paisaje (Barrett y Bolen, 1991): franja de tierra o vegetación que difiere del paisaje circundante. Se pueden encontrar corredores de disturbio, de plantación, de regeneración.

Corredor de dispersión de fauna (Smith, 1993): elemento lineal del paisaje, existente y natural o nativo y restaurado, que conecta dos o más bloques de hábitat y funciona como ruta de dispersión para la fauna y flora nativa.

Corredor de biodiversidad (Conservación Internacional, 2003): mosaico de usos de tierra que conectan fragmentos de bosque natural a lo largo del paisaje. Es una unidad de planeamiento regional en vez de un mecanismo de zonificación. Incluye áreas protegidas existentes, nuevas, reservas privadas etc.

Corredor de conservación y desarrollo sostenible (Conservación Internacional, 2003): estrategia de conservación que vincula o conecta áreas protegidas mediante un mosaico de usos de bajo impacto.

De acuerdo a lo anterior, la definición de los corredores podría tomarse teniendo en cuenta dos enfoques al respecto, basados en que los corredores ecológicos pueden ser tanto una herramienta

de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, como una estrategia para el mejoramiento de los paisajes que han sido modificados con el tiempo por causas antrópicas.

4.6. Métrica de paisaje

Los indicadores ecológicos permiten medir el grado de integridad ecológica, a escala de paisaje se destacan los índices de distribución, riqueza y el tipo de parche como indicadores de composición y como indicadores ecológicos de estructura la heterogeneidad espacial, el tamaño del parche, forma distribución, grado de fragmentación y conectividad de los ecosistemas (Moizo, 2007).

4.7. Índices del paisaje

Los índices de paisaje cuantifican características específicas de los parches, las clases de parches y del mosaico de paisaje. Los índices se dividen en los que cuantifican la composición que indican cuales y cuanto de las categorías objeto de estudio están presentes en el paisaje refiriéndose a las características de variedad y abundancia del tipo de parches, y los que describen la configuración espacial que se refieren a las características espaciales y al arreglo, posición y orientación de los parches dentro de su clase o dentro del paisaje (Moizo, 2007).

Con respecto a los índices de paisaje, se pueden diferenciar cinco grandes tipos, que según varios autores se consideran como primordiales para el desarrollo de investigación relacionada con la ecología del paisaje (McGarigal et al., 1995; Botequilha et al., 2006, en Vila et al., 2006):

- Índices de área, superficie, densidad y variabilidad. Un tipo de índices centrado en las características de dimensión y en el número de fragmentos que conforman el área de estudio. Nos

permite disponer de una primera aproximación general a las características morfológicas de un determinado paisaje. Cabe destacar los siguientes índices:

Área. Calcula el área correspondiente a cada uno de los fragmentos, es un índice básico para la determinación de muchos otros.

Class Área. Calcula el área correspondiente al conjunto de fragmentos que constituyen una clase determinada.

Total Landscape Área. Calcula el área que ocupa el conjunto total de fragmentos, es decir, el área correspondiente a todo el territorio representado.

Number of Patches. Número de fragmentos totales y número de fragmentos de cada clase.

Patch Density. Número de fragmentos de cada clase por unidad de superficie.

Mean Patch Size. Relación entre el área ocupada por una clase y el número de fragmentos correspondientes a aquella clase.

Patch Size Standard Deviation. Medida de la variabilidad de tamaños de los fragmentos.

- Índices de forma. Como específica su nombre, están fundamentados en las características de forma de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje. Este tipo de cálculos se basa en la relación entre área y perímetro, y facilita la comprensión de este factor fundamental a nivel morfológico y funcional. Entre esta tipología de índices, cabe destacar los siguientes:

Shape Index. Calcula la complejidad de la forma de los fragmentos en comparación con una forma estándar, como sería la circunferencia en el entorno vectorial o el píxel en el entorno raster. Aplicable tanto a nivel de fragmento, de clase o de paisaje.

Mean Shape Index. Calcula la forma media a nivel de clase y de paisaje.

Landscape Shape Index. Calcula la relación entre área y perímetro para el conjunto del paisaje.

Fractal Dimension. Calcula el grado de complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro.

- Índices de ecotono y hábitat interior. Permiten hacer cálculos sobre la amplitud del ecotono, o hábitat de borde, en relación con el hábitat interior. En el caso del ecotono, es preciso determinar una amplitud que será diferente en función de las propias características ambientales de cada fragmento y el contraste en relación con el fragmento o los fragmentos colindantes. El hábitat de interior se considera fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora especialista, es decir, más exigente en sus requerimientos ecológicos, mientras que el hábitat de borde facilita la presencia de especies generalistas (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995). Entre estos índices, cabe destacar los siguientes:

Perimeter. Perímetro del conjunto de fragmentos.

Total Edge. Perímetro del ecotono a nivel de clase o del conjunto del paisaje.

Edge Density. Perímetro del ecotono en relación con la superficie del paisaje.

Total Edge Contrast. Contraste del ecotono de un fragmento en relación con el ecotono correspondiente a un fragmento colindante.

Core Area. Superficie de hábitat interior correspondiente a cada fragmento.

Total Core Area. Superficie de hábitat interior correspondiente a nivel de clase o de paisaje.

Core Area Percent of Landscape. Porcentaje del paisaje ocupado por hábitat interior a nivel de clase.

Core Area Index. Porcentaje de hábitat interior a nivel de fragmento.

- Índices de diversidad del paisaje. Estos índices aportan información relevante para poder comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje en diferentes momentos históricos. Entre este conjunto de índices, cabe destacar los siguientes:

Shannon's Diversity Index. Valora la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad, a partir de la diversidad de fragmentos. Su valor absoluto no es muy significativo, pero es útil para comparar distintos paisajes o un mismo paisaje en distintos momentos temporales. Un índice inverso, tanto a nivel de cálculo como de interpretación, basado en la homogeneidad paisajística, es el denominado Shannon's Evenness Index.

Simpson's Diversity Index. Valora, a partir de probabilidades, la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad. El valor representa la probabilidad que dos elementos seleccionados de forma aleatoria puedan ser diferentes. Así pues, cuanto mayor es su valor, superior es la diversidad paisajística o heterogeneidad. En este caso, también existe un índice inverso, tanto a nivel de cálculo como de interpretación, basado en la probabilidad de la homogeneidad paisajística, que es el denominado Simpson's Evenness Index.

4.8. Sistemas de información geográfica - SIG

Los sistemas de información geográfica son tecnologías computarizadas de gran alcance para el manejo de información geográfica o datos georeferenciados (Valle et al. 2003). Los SIG son herramientas fundamentales para orientar, sintetizar variables, proporcionar modelos y suministrar instrumentos de análisis para el diagnóstico y ordenamiento del territorio (Racero, 2008).

Los SIG en la actualidad son imprescindibles para el análisis del medio natural (Valle et al. 2003), teniendo en cuenta que manejan información geográfica que facilitan el conocimiento de la localización y distribución en el espacio de las especies, comunidades y ecosistemas (Racero, 2008), ayudando adicionalmente a investigador a optimizar recursos. Las aplicaciones existentes se emplean en estudios que incluyen análisis espacial, monitoreo de especies, modelamiento de hábitats, cuantificación de paisajes, entre otros. Una ventaja adicional de los SIG está en la capacidad de ser compatible con paquetes de análisis ecológicos y estadísticos, permitiendo realizar análisis ecológicos más robustos.

Existe una gran variedad de software desarrollado con la finalidad de cuantificar las características de la estructura del paisaje, entre los que se pueden destacar (Vila et al., 2006):

Patch Analyst: Creado en el año 1999 por Phil Elkie, Rob Rempel y Angus Carr, con financiación aportada por el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Canadá). Éste es un programa más modesto que los anteriores, ya que se limita a calcular exclusivamente los principales índices de paisaje. Existe una versión que trabaja en formato vectorial y otra en formato vectorial/raster,

funcionan como una extensión de ArcView y es de acceso libre en la red (flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/).

Fragstats: Creado el año 1995, fue desarrollado por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara Marks en la Universidad estatal de Oregon. Funciona esencialmente en formato raster y es considerado el programa más completo por lo que se refiere a la diversidad y capacidad para desarrollar cálculos métricos. Se trata de un programa de acceso libre disponible en la red (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).

5. DISEÑO METODOLÓGICO

Este trabajo de investigación corresponde en el sentido estricto de tipo descriptiva – exploratoria, debido a que se orientó a conocer el tipo de fragmentación que presenta la cobertura vegetal del margen del río Cravo sur en el municipio de Yopal. Además se contó con el componente propositivo de establecer rutas óptimas para la implementación de corredores ecológicos que conlleven a la interconectividad de los bosques y a la conservación del ecosistema. A si mismo brindar soporte a las autoridades ambientales de la región, en la toma e implementación de decisiones en futuros programas de restauración como estrategias para la conectividad de los diferentes fragmentos de bosque.

Los materiales y métodos se ejecutaron en función de los objetivos formulados; correspondiendo desde todo punto de vista a los sugeridos por la literatura y publicaciones científicas enmarcadas dentro de esta área de investigación. No obstante el primer insumo para la verificación de las coberturas vegetales correspondiente en cada periodo, se realizó la digitalización automatizada y manual proveniente de las imágenes satelitales de los sensores Landsat 5, Landsat 7 y Sentinel 2a. La información vectorial que se obtuvo, se verifico con las capas de clasificación de coberturas mediante la metodología de Corine Land Cover a escala 1:100.000 producida por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).

5.1.Área de estudio

El municipio de Yopal se ubica al nor.-este en el Departamento de Casanare, al oriente del país y hace parte de la región natural de la Orinoquia. El rango de altitudes va desde los 1.800 m.s.n.m al noroeste en las estribaciones de la cordillera Oriental hasta los 150 m.s.n.m en la llanura aluvial al

sur – oriente. Cobija un territorio equivalente a 2595 Km², Jurídicamente el municipio de Yopal se encuentra enmarcado dentro de la cuenca de los río Charte y río Cravo Sur y su afluente el Tocarí

El río Cravo Sur, corriente principal, como sus más importantes afluentes, El Payero y Tocarí, nacen en el flanco oriental de la cordillera occidental en el departamento de Boyacá. Sus nacimientos sobre los 3.800 m.s.n.m., en la Serranía de Peña Negra y el Páramo de Cadillal, se encuentran protegidos dentro de los límites del Parque Nacional Natural Pisba. La cuenca del Cravo Sur es un territorio de estructura rural. De sus 565.113 hectáreas, sólo 1.489,7 Ha, esto el 0,26% de su área, alberga los cascos urbanos de los municipios de Labranzagrande, Paya, Pisba, Nunchía y Yopal, donde este último, corresponde al 94.3% del territorio urbano de la cuenca

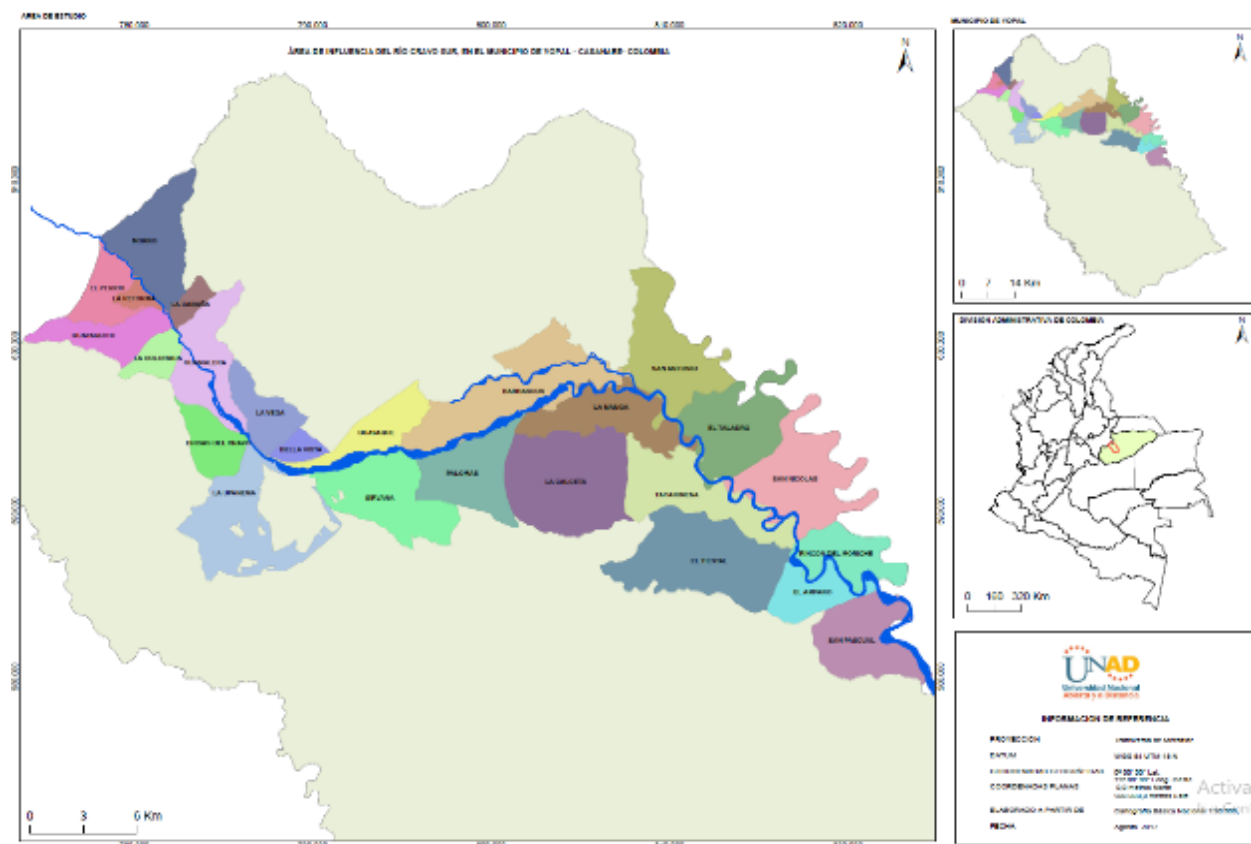


Figura 1. Área de estudio del río Cravo Sur en el municipio de Yopal

5.2.Materiales y Métodos

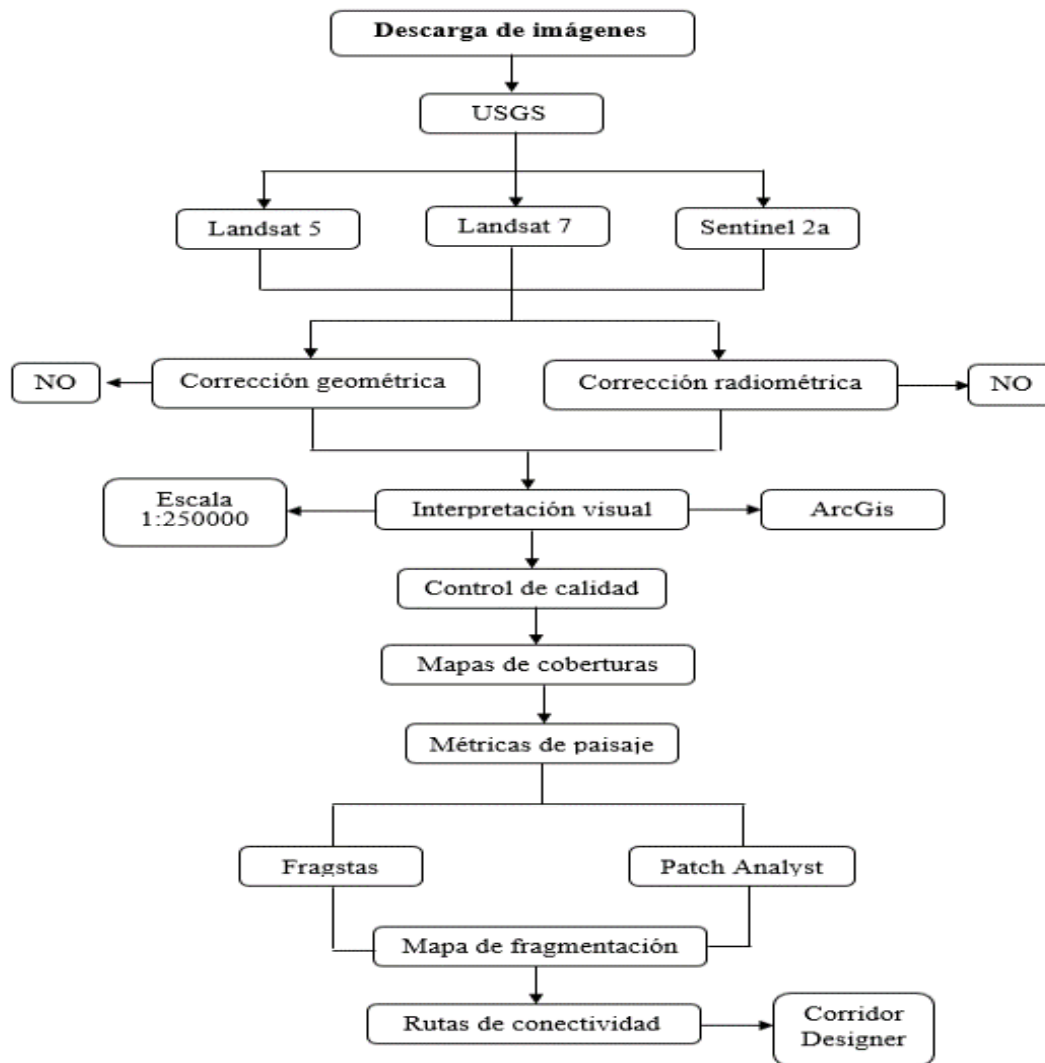


Figura 2. Esquema general del diseño metodológico.

Las imágenes utilizadas son las siguientes:

Tabla 1. Imágenes utilizadas

	Año	Imagen
Landsat 7	2000	LE70070562000348EDC00
Landsat 5	2010	LT50070562009348CHM00
Sentinel 2A	2016	RT_S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20161112T201850_A007272_T18NY
		RT_S2A_OPER_MSI_L1C_TL_MTI__20160903T214258_A006271_T18NZL
		RT_S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20161112T201850_A007272_T18NYM
		RT_S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20161112T201850_A007272_T18NZL
		RT_S2A_OPER_MSI_L1C_TL_SGS__20161112T201850_A007272_T18NZM

5.3.Fases Metodológicas

Cada una de las siguientes fases describe de forma secuencial a cada uno de los procesos que se deben llevaron a cabo para el cumplimiento de los objetivos planteados.

Fotointerpretación: Para una mayor precisión y descripción de las coberturas seleccionadas como objetos de estudio en esta investigación, se realizó el proceso de fotointerpretación mediante el empleo de imágenes satelitales; a través de la digitalización con los softwares: PCI, ENVI, ERDAS 2015.0, ArcGis 10.3 y QGis. Los anteriores softwares que tienen licencia, fueron utilizados gracias a conocidos del Instituto Agustín Codazzi IGAC, que contribuyeron en el desarrollo del ejercicio académico.

Identificación de los tipos de coberturas: Para la identificación y clasificación de los diferentes tipos de coberturas vegetales presentes en el área de estudio, se utilizó como primera medida la metodología propuesta por Corine Land Cover para Colombia. De igual forma se tuvo en cuenta toda aquella información secundaria relacionada con el área de estudio y enmarcada dentro del tema de investigación; con previa validación.

Manejo de coberturas suministradas: A partir de la Geodatabase de Corine Land Cover a escala 1:100.000 producida por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), se realizó la extracción de la coberturas vegetales, suelos, drenajes, vías, infraestructuras; con la cuales se creó una nueva Geodatabase, utilizando el software ArcGis 10.3. Una vez que se obtuvo la nueva base de datos, se procedió a cuantificar las áreas de cada una de las coberturas seleccionadas, con el propósito de realizar la descripción de la distribución espacial del paisaje.

Validación en campo: Para tener un mayor grado de certeza sobre las clasificaciones de las distintas coberturas obtenidas en las fases anteriores, se realizó una visita a los puntos clasificados o en defecto a aquellas zonas que presentaron un porcentaje de exactitud inferior al 90%, e incluyendo áreas en las cuales se presentó algún tipo de dificultad al momento de la clasificación; con la finalidad de distribuir a cada elemento entre la clase de cobertura correspondiente e introducir los reajustes necesario.

Análisis de Fragmentación e Índice de Área: Para la determinación del grado de fragmentación del bosque, se utilizó el índice de diversidad de forma propuesto por Patton (1975), el cual se fundamenta en la forma de distribución espacial de dichos fragmentos; y se calcula mediante la aplicación de la ecuación que se describe a continuación:

$$DI = \frac{P}{2 * \sqrt{3.1416} * \sqrt{A}}$$

Donde:

A= Área de cada fragmento (m²)

P= Perímetro de cada fragmento (m)

De igual forma los resultados obtenidos con la anterior ecuación serán confrontados con los establecidos en la siguiente tabla de clasificación.

Tabla 2. Formas de fragmentos según el índice de formas de Patton

FORMA	ÍNDICE (D.I)
Redondo	< 1.25
Oval-redondo	1.25 ≤ 1.50
Oval-oblongo	1.50 ≤ 1.75
Rectangular	1.76 ≤ 2
Amorfo o irregular	> 2

Índice de compactación: Posteriormente al análisis de fragmentación e índice de área, se aplicó el índice de compactación propuesto por Unwin (1979), el cual indica el grado de fragilidad o compactación del fragmento con relación a la matriz circundante. El presente índice se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$1/DI$$

Dónde:

DI= Índice de diversidad de Patton

Como resultados de la aplicación de este índice se registran valores que oscilan entre 0 y 1, siendo frágiles los más próximos o con valor igual a cero (0); y menos frágiles los más próximos o igual a uno (1).

Grados de Fragmentación: Seguidamente se realizó la estimación de la fragmentación total de bosque, a través de la relación entre al área global de bosque y el área total fragmentada, utilizando la ecuación:

$$F = \text{área de bosque (ha)} / \text{área total (ha)}$$

Los resultados obtenidos con la aplicación de la anterior ecuación, serán comparados con los valores de referencia para el índice de fragmentación.

Tabla 3. Valores para el índice de fragmentación

RANGOS F	GRADO DE FRAGMENTACIÓN
F =1	Sin fragmentación
F= <1 ≤ 0,7	Fragmentación moderada
F= 0,7 ≤ 0,5	Altamente fragmentado
F= < 0,5	Insularizado

Índice de Continuidad o Conectividad Espacial: Seguidamente se aplicó el índice de continuidad de Vogelmann (1995), con el propósito de evaluar la continuidad espacial como indicador de fragmentación boscosa; mediante la aplicación de la siguiente forma:

$$FCI = \ln(\Sigma A / \Sigma P)$$

Dónde:

ΣA = Área total de parches de bosque (m²)

ΣP = Perímetro total de parches de bosque (m)

Análisis del paisaje: Con la utilización del software Fragstas 4.2 (McGarigal et al., 2002) se realizó el análisis cuantitativo del paisaje, para lo cual se siguieron dos enfoques, el primero desde el punto de vista del paisaje natural considerando el paisaje como una sola unidad dentro de la zona de estudio y el segundo desde la composición (categorías que hacen parte de la unidad natural).

La descripción de las métricas descritas a continuación se aplicó a ambos enfoques. Se calculó el área y la proporción de cada clase dentro del paisaje natural, así como el cambio cuantitativo de estos valores en cada periodo del estudio.

Para el cálculo de configuración espacial desde el punto de vista de fragmentación y conectividad se han definido 8 métricas a nivel de paisaje y de clase, así:

- Numero de parche (NP)
- Densidad de bordes (ED)
- Área de parche (AREA)

- Forma de parche (SHAPE)
- Radio de giro (GYRATE)
- Índice de proximidad (PROXI)
- Distancia euclidiana al vecino más cercana (ENN)
- Índice de malla (MESH)

De manera complementaria al análisis de fragmentación, se aplicó los índices proporcionados por la extensión Patch Analyst versión 5.1.0.0 de ArcGIS, realizando los análisis del paisaje a nivel de parche, clase y paisaje. Los índices seleccionados para dichos análisis serán: número de parches, longitud total de bordes de parches, densidad de bordes de parche, índice de forma, dimensión fractal de parche, área total de zonas nucleares y tamaño promedio del parche. Una vez calculados los índices se aplicó la unión de tablas con cada cobertura (total y bosque), para poderlos espacializar en el área de estudio y obtener los mapas de coberturas.

Corredores Ecológicos: El trazado de las rutas de conectividad (corredores) se realizó mediante el tool de la caja de herramientas Corridor Designer versión 02 de ArcGIS, para el cual se hizo necesario la obtención de las capas de coberturas vegetales en formato raster y los fragmentos de mayor conservación y estabilidad ecológica en formato vectorial.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. Comportamiento de las coberturas del suelo para los años 2000, 2010 y 2016.

Para el periodo del año 2000, se obtuvieron treinta (30) tipos de coberturas, en el año 2010 se encontraron treinta y dos (32) coberturas, y por último en el año 2016 se tienen treinta y siete (37) coberturas. Como se evidencia en la tabla 4 la cobertura de pastos limpios es la de mayor presencia en los tres periodos de estudio, se evidencia su disminución ya que en el año 2000 se contaba con 13938 ha y para el 2016 se tiene 11219,96 ha.

El tejido urbano presentó aumento en los periodos de estudio, y el tejido urbano discontinuo presento disminución, durante la interpretación se observó que la mayoría del tejido urbano discontinuo se unió con el tejido urbano continuo.

El río Cravo Sur aumento su área ya que en el año 2000 se contaba con 2413,72 ha de extensión y para el año 2016 se tiene un área de 2750,14 ha. Un aumento del cauce se debe a los cambios que ha venido presentado en las épocas de lluvia, en los últimos años se ha evidenciado el aumento de caudal y desbordamiento en la parte plana.

En los periodos 2000 y 2010 no se presentaron las siguientes coberturas: cultivos agroforestales, mosaico de cultivos con espacios naturales, bosques fragmentados, zonas industriales, zonas quemadas.

Tabla 4. Coberturas de la tierra mediante CLC para los tres periodos de estudio.

CÓDIGO	COBERTURA	Área (Ha)		
		2000	2010	2016
99	Nubes	-	12,05	56,71
111	Tejido urbano continuo	1392,91	1548,87	2374,00
112	Tejido urbano discontinuo	106,94	24,47	84,72
124	Aeropuertos	9,99	10,83	8,14
223	Cultivos permanentes arbóreos	129,79	402,40	158,36
224	Cultivos agroforestales	-	-	272,37
231	Pastos limpios	13938,07	10432,17	11219,96
232	Pastos arbolados	4291,85	2876,27	2650,61
233	Pastos enmalezados	2354,89	5431,43	1819,34
241	Mosaico de cultivos	115,20	1377,54	520,83
242	Mosaico de pastos y cultivos	424,96	111,94	1191,92
	Mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales			8411,10
243		1172,29	853,22	
244	Mosaico de pastos con espacios naturales	1571,16	5038,16	3279,69
245	Mosaico de cultivos con espacios naturales	-	-	84,75
313	Bosque fragmentado	-	-	228,69
314	Bosque de galería y ripario	6428,04	5999,28	3123,86
333	Tierras desnudas y degradadas	493,26	518,74	5,42
334	Zonas quemadas	-	-	64,28
411	Zonas pantanosas	297,21	256,36	674,62
511	Ríos	2413,72	2447,16	2750,14
1211	Zonas industriales	-	-	8,64
1221	Red vial y territorios asociados	231,70	240,76	228,39
1315	Explotación de materiales de construcción	-	4,25	16,96
2121	Arroz	191,25	745,91	1638,72
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	2626,41	1770,22	1866,02
3221	Arbustal denso	1099,95	417,84	219,83
3222	Arbustal abierto	802,28	1312,44	635,01
3231	Vegetación secundaria alta	1317,12	952,37	434,23
3232	Vegetación secundaria baja	1628,77	1334,30	981,37
31111	Bosque denso alto de tierra firme	1628,12	2731,16	3149,33
31112	Bosque denso alto inundable	1203,33	3,06	97,57
31121	Bosque denso bajo de tierra firme	1075,13	1102,74	467,61
31122	Bosque denso bajo inundable	244,99	337,91	221,27
31211	Bosque abierto alto de tierra firme	1099,72	653,84	980,28
31212	Bosque abierto alto inundable	297,86	309,46	189,98
31221	Bosque abierto bajo de tierra firme	873,30	865,18	414,75
31222	Bosque abierto bajo inundable	518,22	952,95	630,53

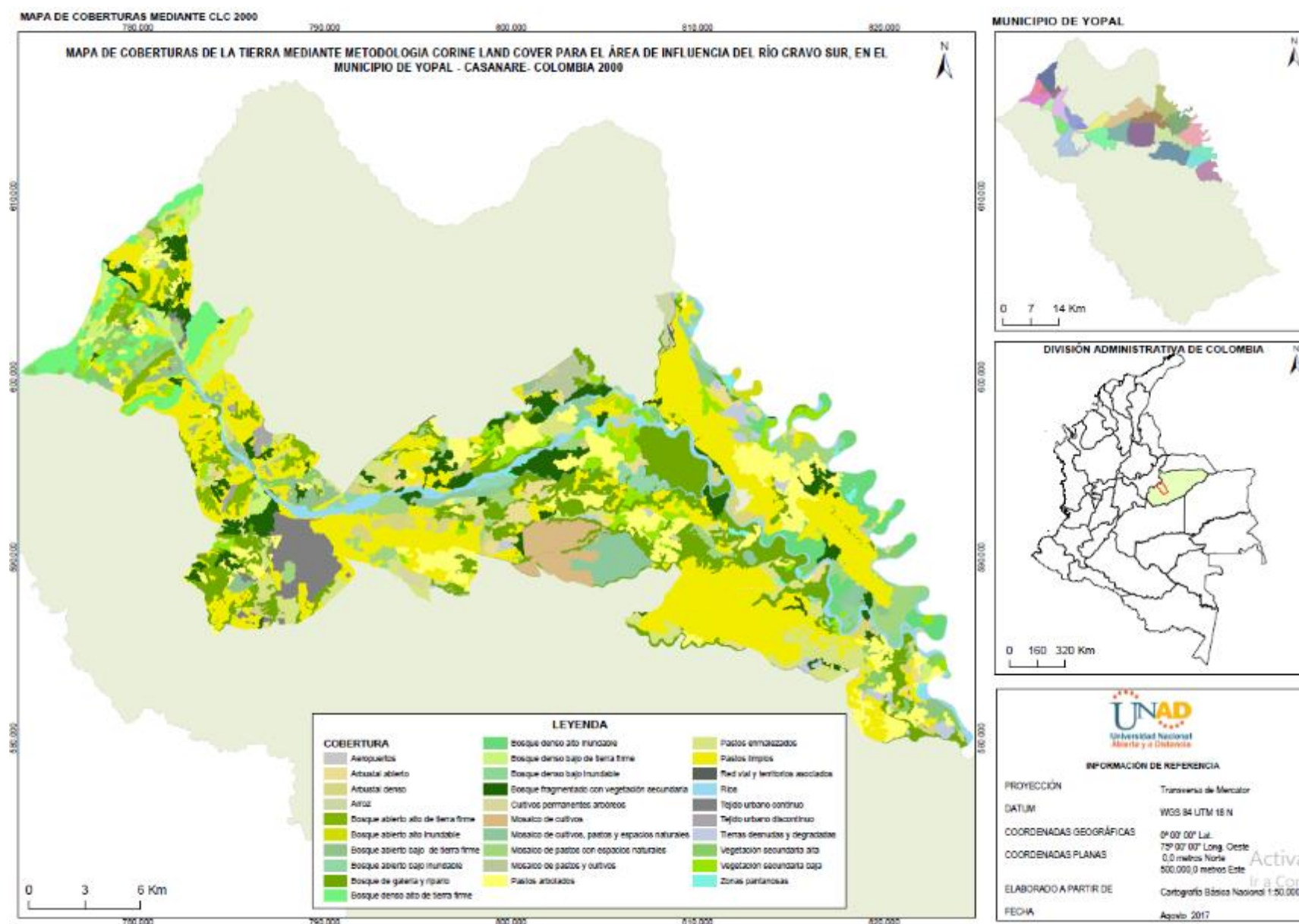


Figura 3. Mapa de coberturas de la tierra mediante CLC para el año 2000

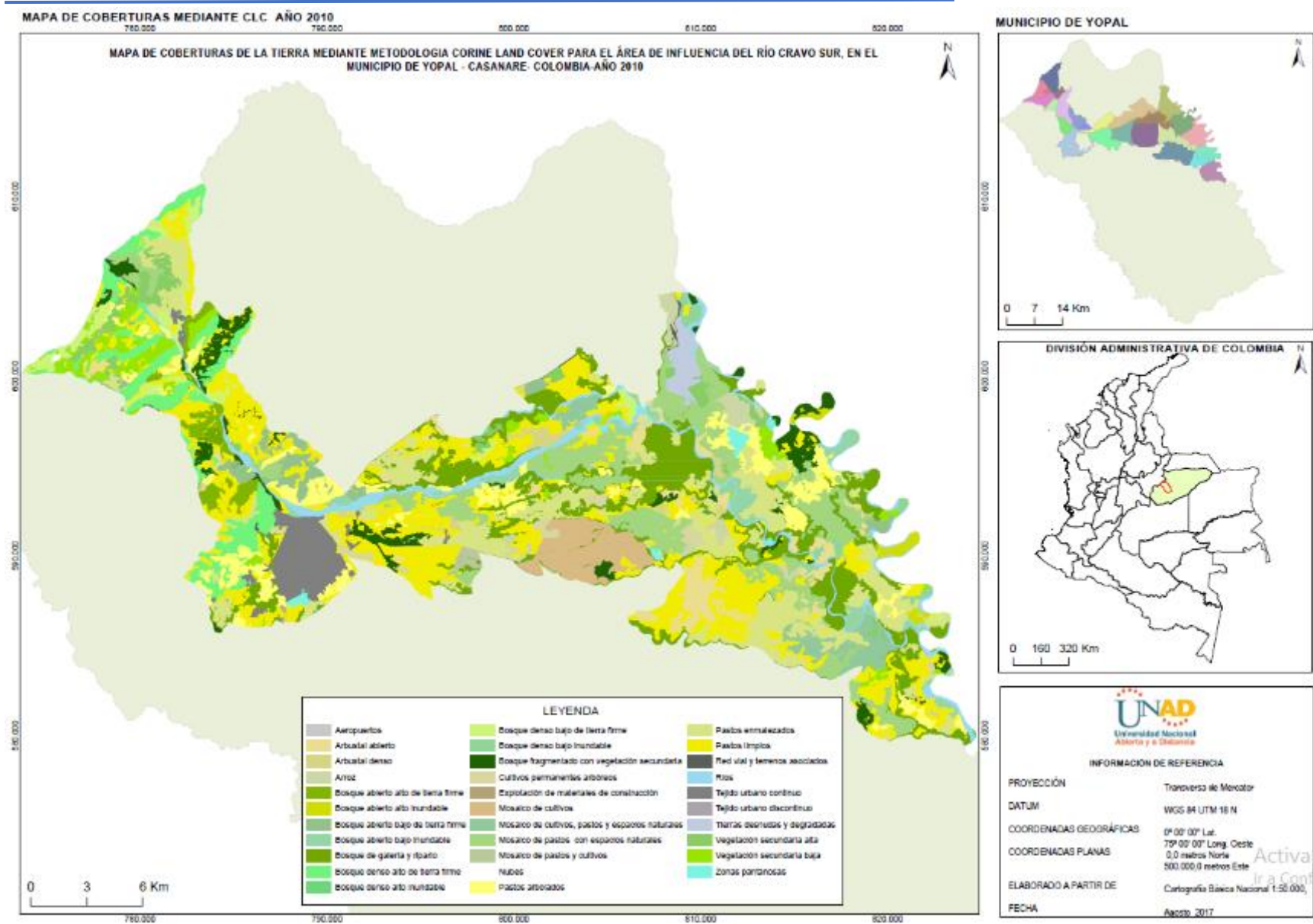


Figura 4. Mapa de coberturas de la tierra mediante CLC para el año 2010

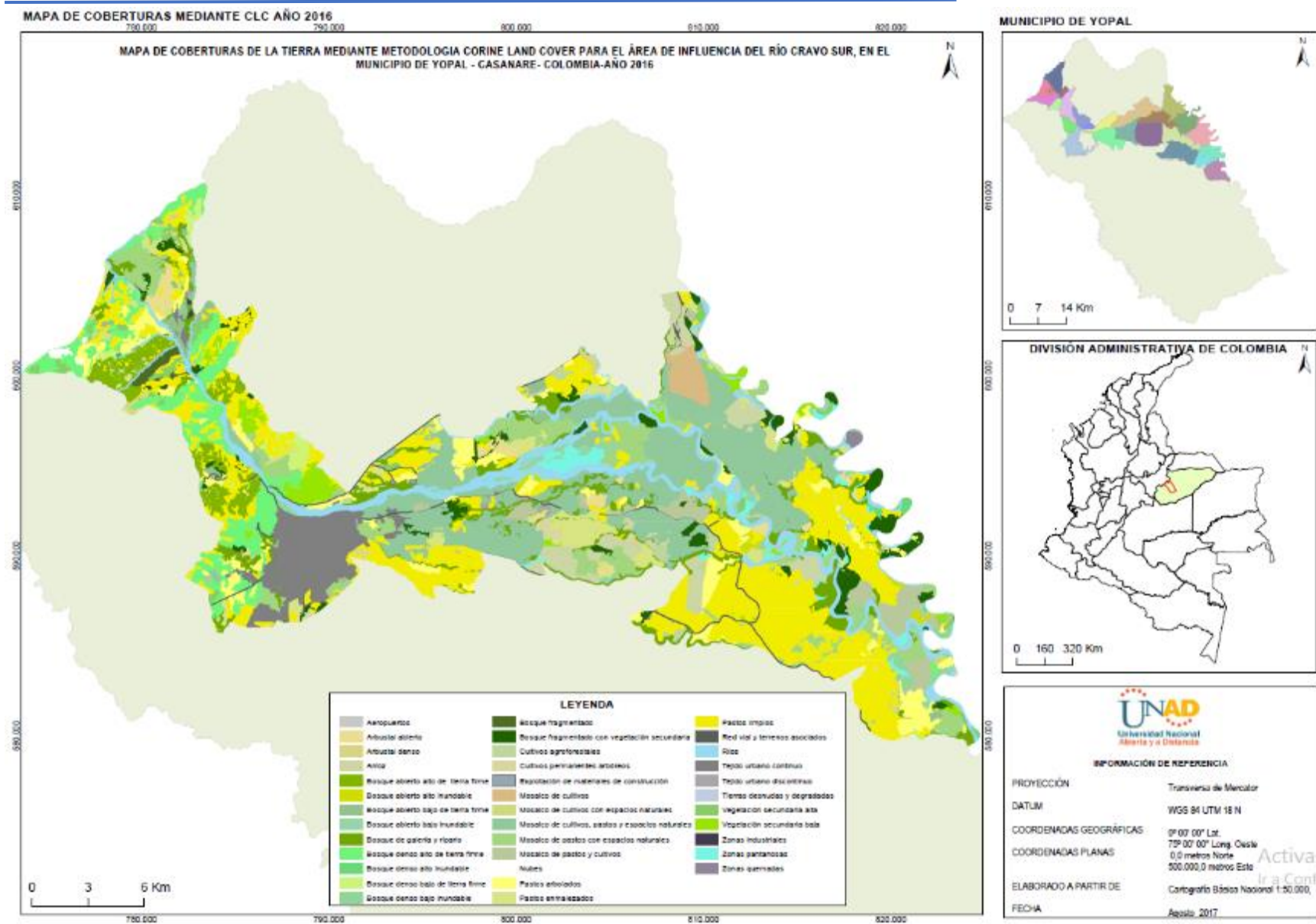


Figura 5. Mapa de coberturas de la tierra mediante CLC para el año 2016

A nivel de cobertura vegetal, el bosque fragmentado solo se encontró en el periodo del año de 2016; el bosque de galería presenta una pérdida de 3304,18 Ha es una de las coberturas vegetal con más perdida. La cobertura vegetal que no presento perdida fue bosque denso alto de tierra firme ya que en el año 2000 había 1628,12 Ha, en el año 2010 había 2731,16 Ha y para el año 2016 había 3149,33; esta cobertura aumento 1521,21 Ha en los tres periodos de estudio. En los mapas de cobertura se observa que este tipo de cobertura se encuentra en la parte del piedemonte llanero.

Las diferentes coberturas vegetales presentan una disminución muy notable esto se debe que en la tabla 5 se evidencio el aumento de cultivo como el arroz, cultivos agroforestales mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales, tejido urbanos.

Tabla 5. Coberturas vegetales

CÓDIGO	COBERTURA	Área (Ha)		
		2000	2010	2016
313	Bosque fragmentado	-	-	228,69
314	Bosque de galería y ripario	6428,04	5999,28	3123,86
3132	Bosque fragmentado con vegetación secundaria	2626,41	1770,22	1866,02
3221	Arbustal denso	1099,95	417,84	219,83
3222	Arbustal abierto	802,28	1312,44	635,01
3231	Vegetación secundaria alta	1317,12	952,37	434,23
3232	Vegetación secundaria baja	1628,77	1334,30	981,37
31111	Bosque denso alto de tierra firme	1628,12	2731,16	3149,33
31112	Bosque denso alto inundable	1203,33	3,06	97,57
31121	Bosque denso bajo de tierra firme	1075,13	1102,74	467,61
31122	Bosque denso bajo inundable	244,99	337,91	221,27
31211	Bosque abierto alto de tierra firme	1099,72	653,84	980,28
31212	Bosque abierto alto inundable	297,86	309,46	189,98
31221	Bosque abierto bajo de tierra firme	873,30	865,18	414,75
31222	Bosque abierto bajo inundable	518,22	952,95	630,53

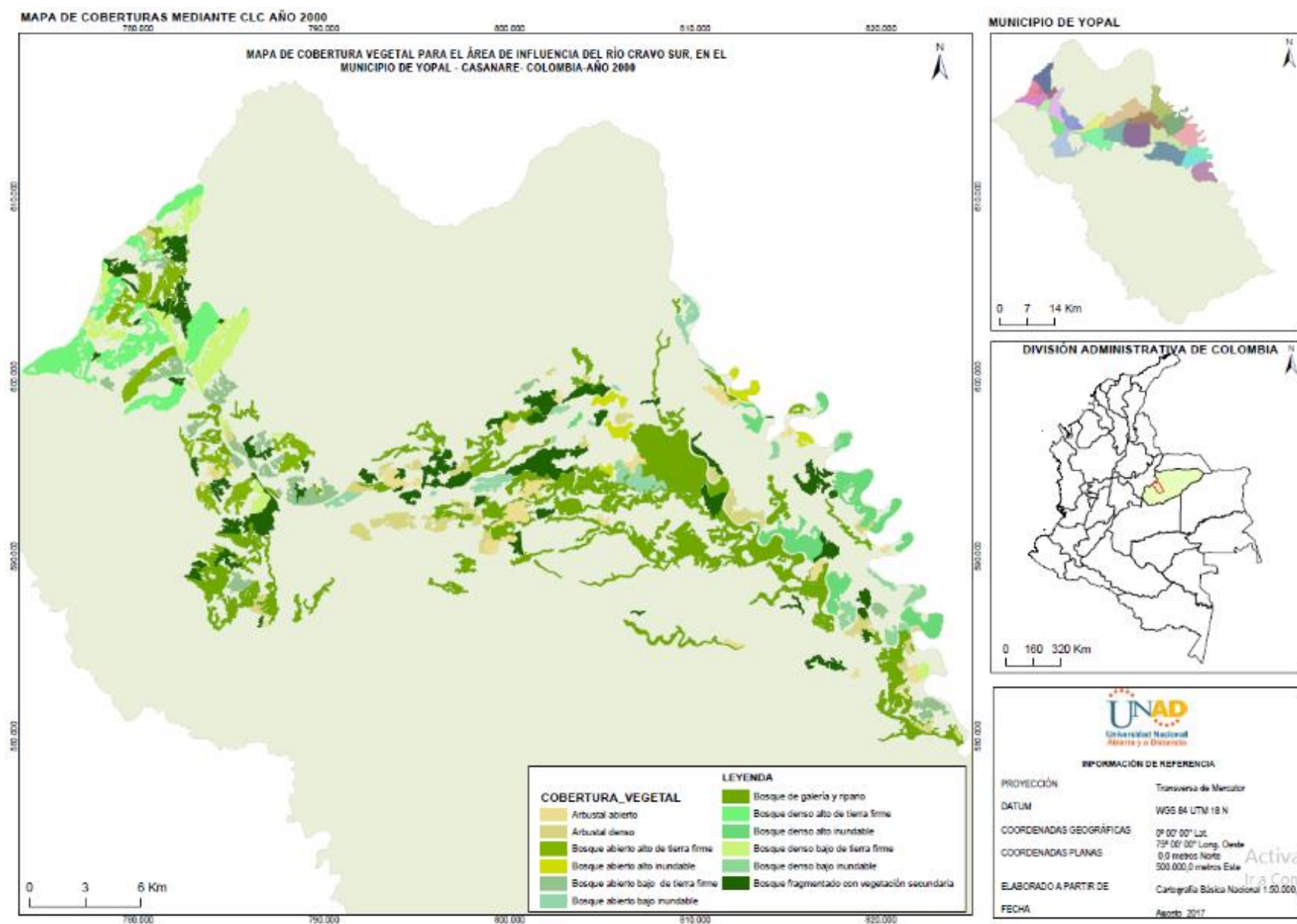


Figura 6. Mapa de coberturas vegetal para el año 2000

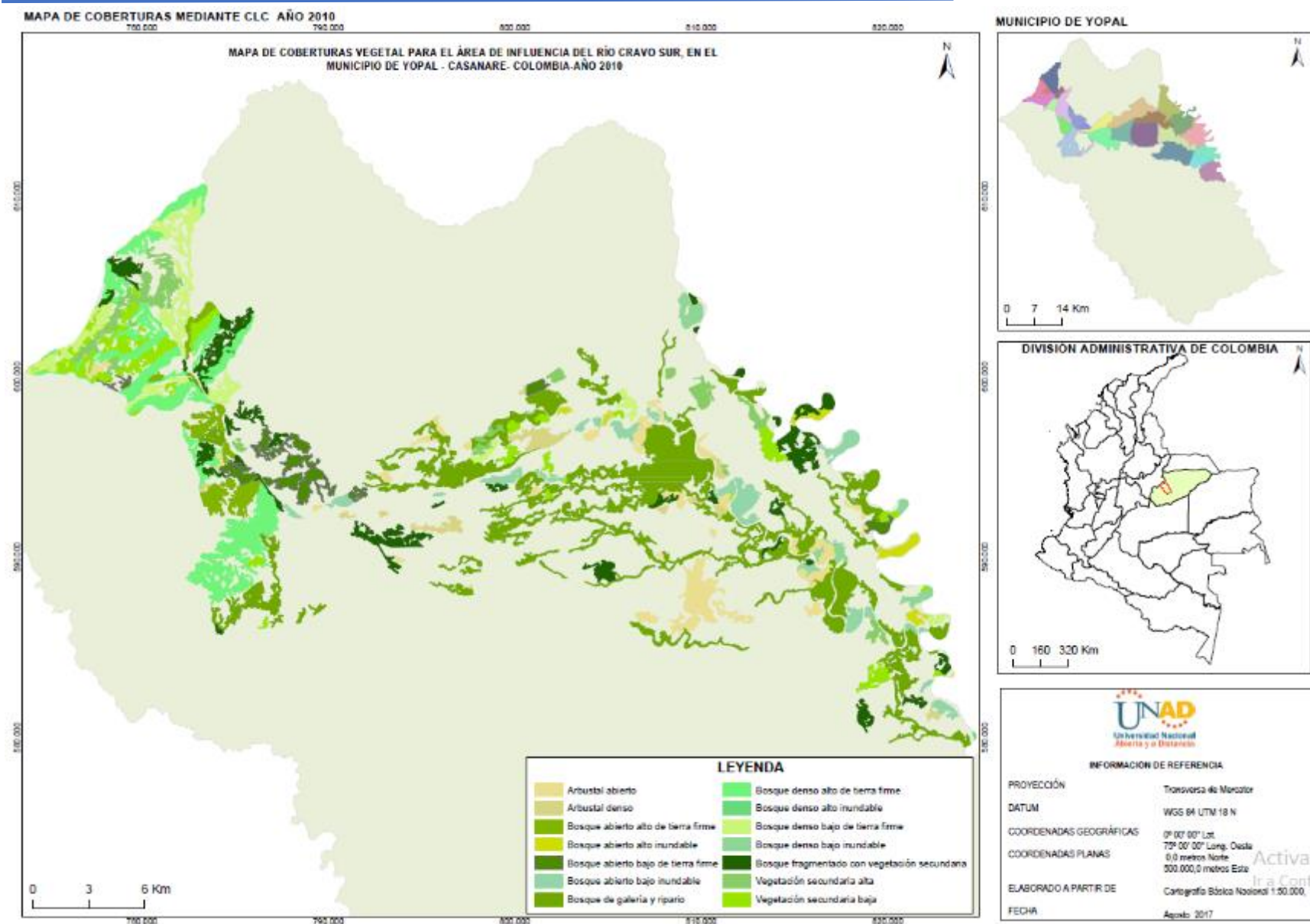


Figura 7. Mapa de coberturas vegetal para el año 2010

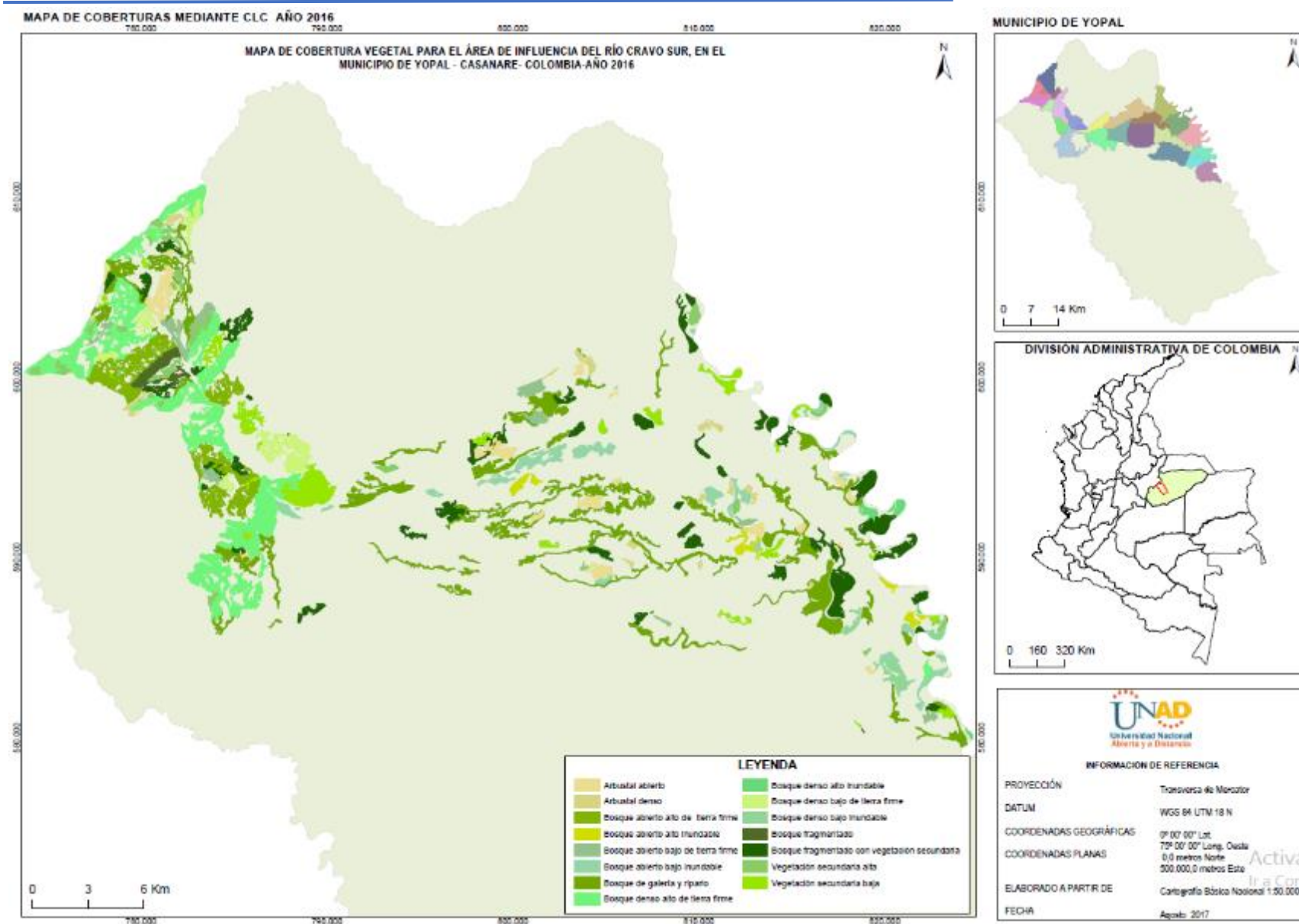


Figura 8. Mapa de coberturas vegetal para el año 2016

6.2. Análisis de las métricas de paisaje para los años 2000, 2010 y 2016

Métricas a nivel de clases

El patrón de fragmentación del bosque está conformado por los atributos de número, tamaño, forma y grado de aislamiento de los fragmentos. Así mismo su caracterización está influenciada por el tipo de matriz que los rodea, constituida principalmente por vegetación secundaria, fragmentos de bosque bajos y altos de tierra firme, cultivos; siendo mayor la influencia en fragmentos de menor tamaño o de formas irregulares donde la relación perímetro/área es mayor que en aquellos de gran tamaño o de forma regular. Este fenómeno se conoce como efecto de borde el cual se puede manifestar en cambios al interior del fragmento de las condiciones bióticas, afectando la abundancia y composición de especies, y en última instancia la biodiversidad del bosque; y abióticas relacionados con la temperatura, evapotranspiración, luminosidad, velocidad del viento y humedad (Bustamante & Grez, 1995).

Con base en los resultados obtenidos mediante la aplicación de los índices de fragmentación aplicados a los distintos parches de bosque natural fragmentado, se lograron identificar dos fragmentos como de mayor viabilidad de conectividad ecológica, basados en los índices de área de núcleo, de forma del parche y al grado de compactación que indican que corresponden a los parches más densos y estables, los cuales se encuentran a las áreas declaradas por las autoridades ambientales municipal como zonas de protección. Posteriormente al contrastar las áreas seleccionadas con los valores de grado de fragmentación, se observa que presentan características de ecosistemas insularizados. Sin embargo, el resto de índices categorizan a estos parches como de buenas condiciones para el trazado de corredores; lo cual muestra que son áreas que en el contexto estricto quizás no cumplan con todas las características ecológicas para ser declaradas como de

protección, pero que en términos regionales pueden servir de protección natural para las distintas fuentes hídricas que surten a la región.

Tabla 6. Métricas de paisaje a nivel de clase

CÓDIGO	COBERTURA	2000				2010				2016			
		NP	ED	MSI	MPS	NP	ED	MSI	MPS	NP	ED	MSI	MPS
3222	Arbustal abierto	21	54,8	1,98	0.000031	37	97,1	2,2	0,000029	24	77,1	2,06	0,000022
3221	Arbustal denso	28	79,4	2,11	0.000032	12	31,8	2,14	0,000028	15	39,4	2,36	0,000012
31211	Bosque abierto alto de tierra firme	13	77	3	0.000069	8	37,7	2,45	0,000067	7	138,9	5,48	0,000114
31212	Bosque abierto alto inundable	6	17,1	1,86	0.000004	5	16,3	2,04	0,000005	7	25,1	2,39	0,000022
31221	Bosque abierto bajo de tierra firme	22	73,5	2,38	0.000032	9	57,3	3,17	0,000078	9	47,3	2,82	0,000038
31222	Bosque abierto bajo inundable	16	35,2	1,83	0.000026	24	54,1	1,84	0,000032	31	74,9	2	0,000017
314	Bosque de galería y ripario	51	451	3,77	0.000103	56	440	3,64	0,000087	65	513,5	3,82	0,000039
31111	Bosque denso alto de tierra firme	13	79	2,57	0.000102	17	154,9	3,49	0,000131	15	273,7	4,21	0,000171
31112	Bosque denso alto inundable	9	54,1	2,32	0.000109	1	0,53	1,45	0,000002	6	11,4	1,85	0,000013
31121	Bosque denso bajo de tierra firme	13	62,7	2,53	0.000067	13	93,5	3,45	0,000069	6	64,8	4,02	0,000064
31122	Bosque denso bajo inundable	6	16,3	1,95	0.000033	5	17,1	2,05	0,000055	4	23,1	2,63	0,000045
313	Bosque fragmentado	-	-	-	-	-	-	-	-	1	17,1	3,92	0,000186
	Bosque fragmentado con vegetación												
3132	secundaria	51	177	2,31	0.000042	32	140,3	2,7	0,000045	45	204,5	2,46	0,000034
3231	Vegetación secundaria alta	-	-	-	-	17	71	2,45	0,000046	28	72,7	2,3	0,000013
3232	Vegetación secundaria baja	-	-	-	-	38	101,9	2,24	0,000029	28	107,9	2,57	0,000029

MSI: Mean índice de forma; NP: Numero de parce; ED: Densidad de borde; MPS: Media tamaño de parche; MPE: Media borde de parche

Métricas a nivel del paisaje

En la tabla 7, se muestran las métricas calculadas a nivel de paisaje, y el porcentaje de cambio que experimentó el área de estudio para los años 2000, 2010 y 2016. Las métricas de área, densidad y bordes nos indican que existe un aumento significativo en la fragmentación del paisaje entre los años 2000 y 2016. Para el caso de 2016, el número de parches de la coberturas de bosque fragmentado con vegetación secundaria corresponde a 45 unidades, es decir el 25.7% de diferencia con respecto al año 2000. Sin embargo, la densidad de bordes vario proporcionalmente entre los años 200, 2010 y 2016 con solo el 7.4%; esto es directamente proporcional con el parámetro de densidad de bordes que cambio entre los años en 22.5 %. Todo esto se resume en un incremento progresivo en el tamaño de los parches y una mayor irregularidad en las formas (Hargis et al. 1998).

Tabla 7. Métricas de paisaje a nivel del paisaje

Métrica		2000	2010	2016	Variación
Número de parches (NP)		249	473	555	100
Densidad de bordes (ED)		1178,4	1277826	1129776	134.66
Área de Parche (AREA)					
	Media	1039.72	487.23	000	-51.40
	Desviación estándar	3350.75	3004.75	000	NA
	Coeficiente de variación	290.674	251.14	251.0	NA
Forma de parche (SHAPE)					
	Media	2522227.8	248029	2745355	75.45
	Desviación estándar	9500149.2	106433	10444446	NA
	Coeficiente de variación	37.6657	42.9115	37.8984	NA
Radio de giro (GYRATE)					
	Media	0.0018	0.0020	0.0016	-49.88
	Desviación estándar	0.0021	0.0021	106.0352	NA
	Coeficiente de variación	117.5754	103.8201	2745355	NA
Índice de proximidad (PROXI)					
	Media	15.0053	15.7805	7.2594	NA
	Desviación estándar	40.8004	31.6794	14.5281	NA
	Coeficiente de variación	271.9067	200.7508	200.1286	NA
Distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN)					
	Media	0.0064	0.0063	0.0056	NA
	Desviación estándar	0.0183	0.0141	0.0104	NA
	Coeficiente de variación	288.1055	223.48	186.3115	NA

La forma del paisaje se puede expresar en el índice de forma, el cual guardo similitud entre los años analizados en un 84%. La poca variación de este índice indica que a nivel de paisaje se presenta una des-conectividad ecológica y pequeños fragmentos de bosque, con mayor número de parches pequeños. Dicha variación es más evidente para el año 2010, alcanzando su mayor variación con un 87.2 % y de 78.21 % para el año 2016 especialmente para la zona de llanura, llegando a un valor medio de índice de forma de parche cercano 2.34 ha, lo que indica una tendencia de fragmentación del paisaje natural a través de la presencia de nuevos parches a medida que transcurre el espacio.

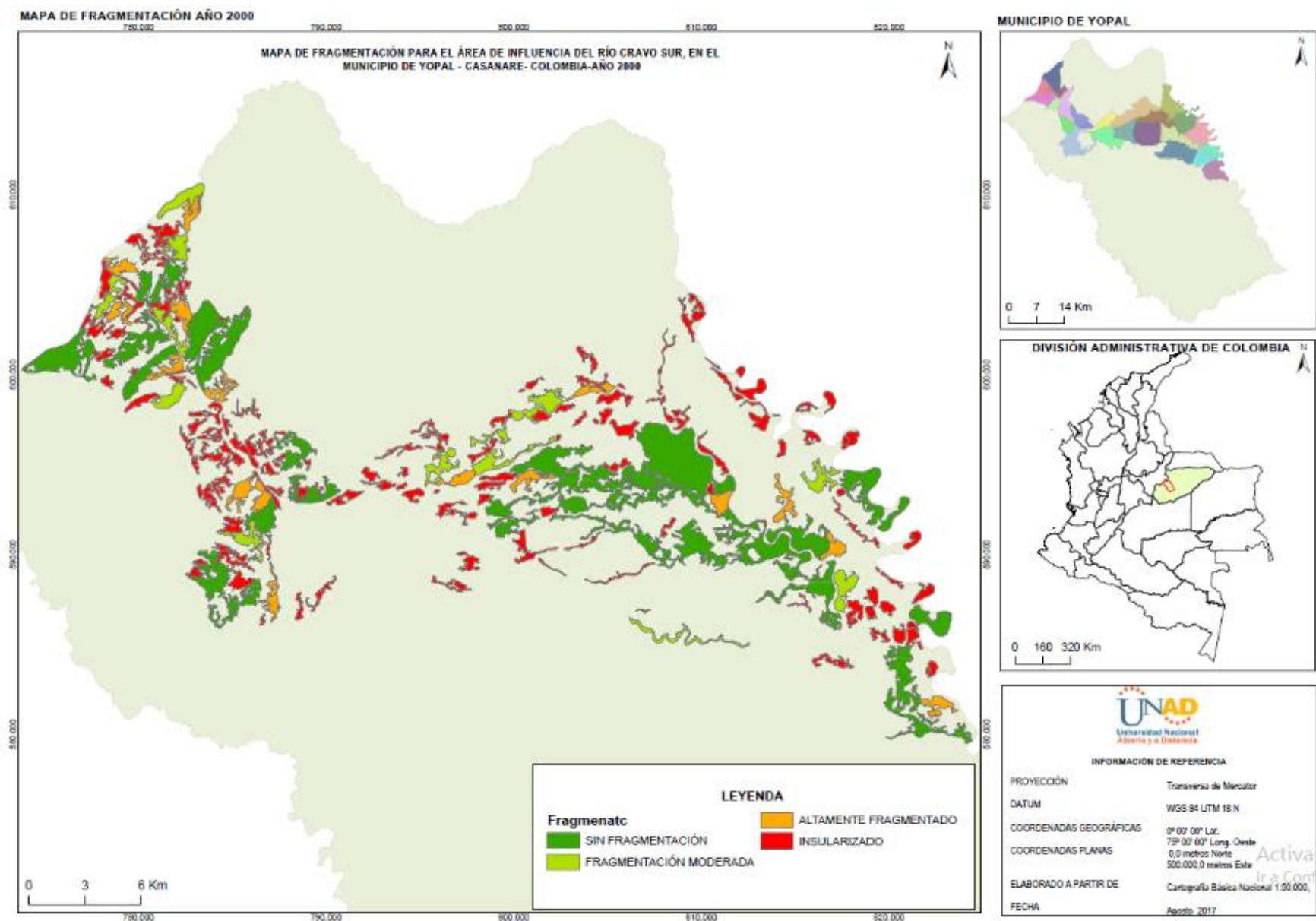


Figura 9. Mapa de fragmentación para el año 2000

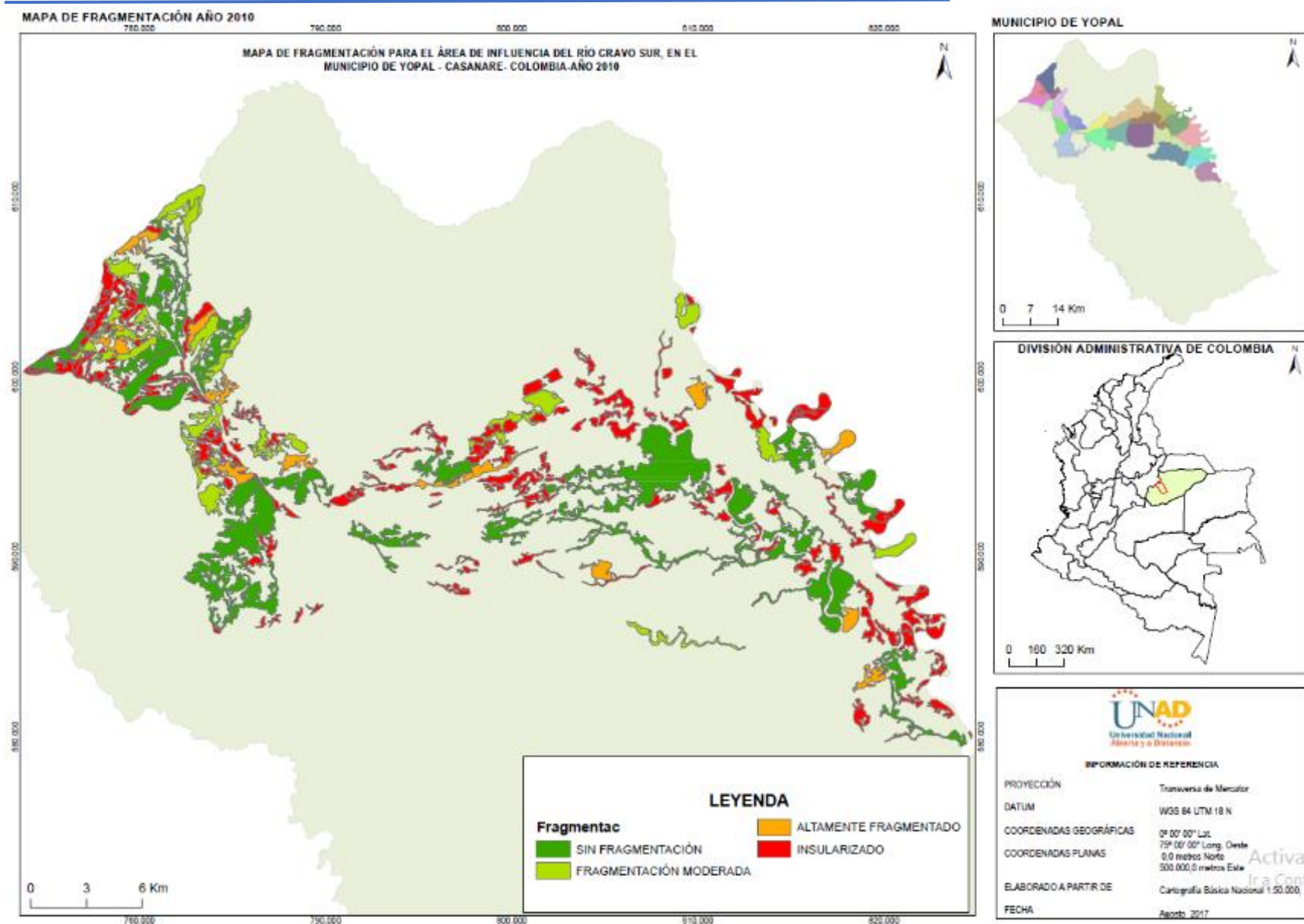


Figura 10. Mapa de fragmentación para el año 2010

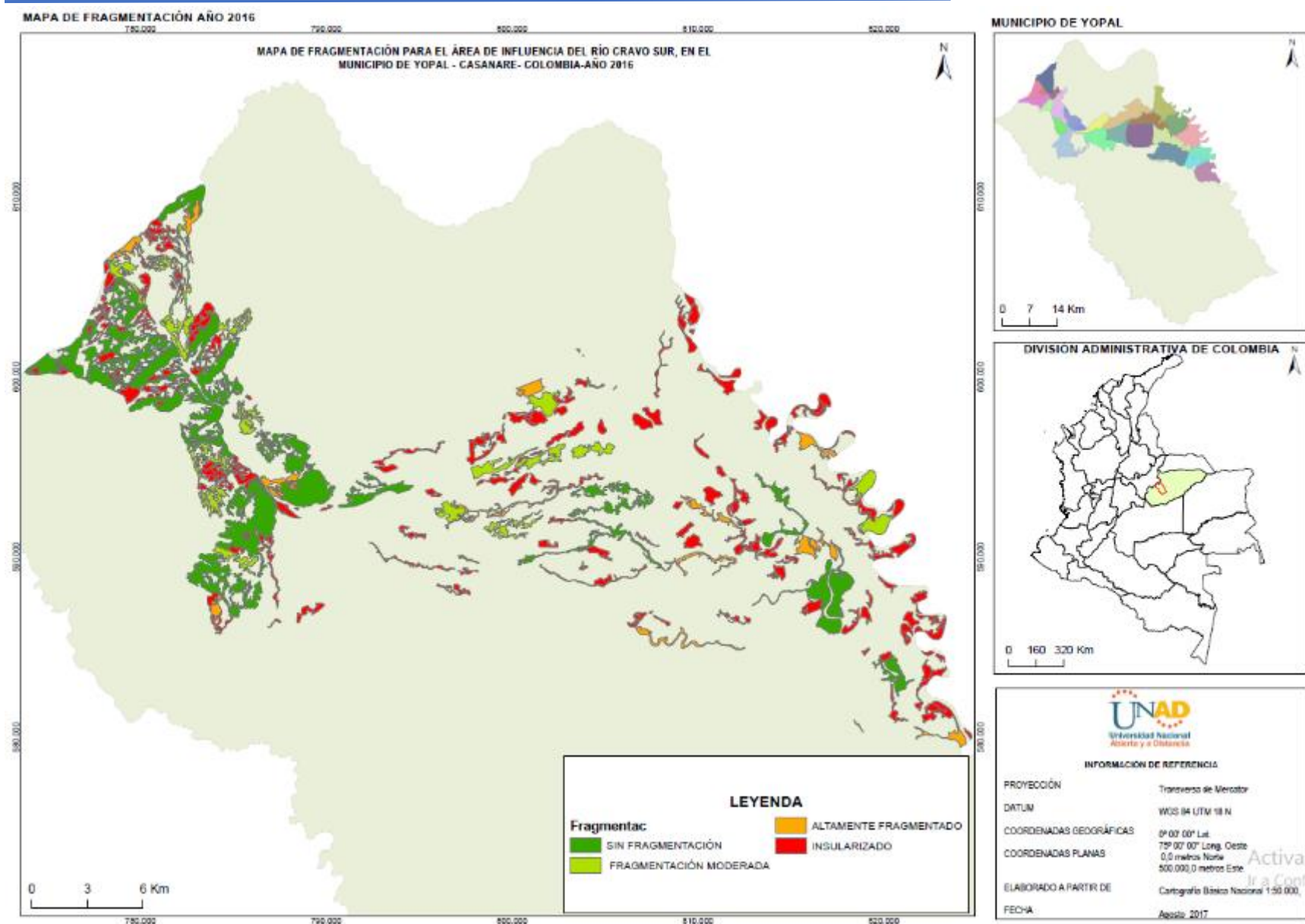


Figura 11. Mapa de fragmentación para el año 2016

6.3. Rutas de conectividad ecológica identificadas

De manera general los dos parches de bosque fragmentado seleccionados como aptos para el trazado de corredor de conectividad presentan características de ecosistemas de bosque alto de tierra firme, con presencia de vegetación de tipo riparia o de galería, con distribución espacial heterogénea y tendencia hacía vegetación semi-húmeda. De igual forma el grado de fragilidad o compactación del fragmento con relación a la matriz circundante, muestra que muy pocos de los parches de bosque ubicado en inmediaciones del pie de monte, se encuentra en estado de fragilidad; los demás fragmentos de bosque son menos frágiles, lo que no implica que se esté ejerciendo presión sobre ellos por parte de la matriz circundante

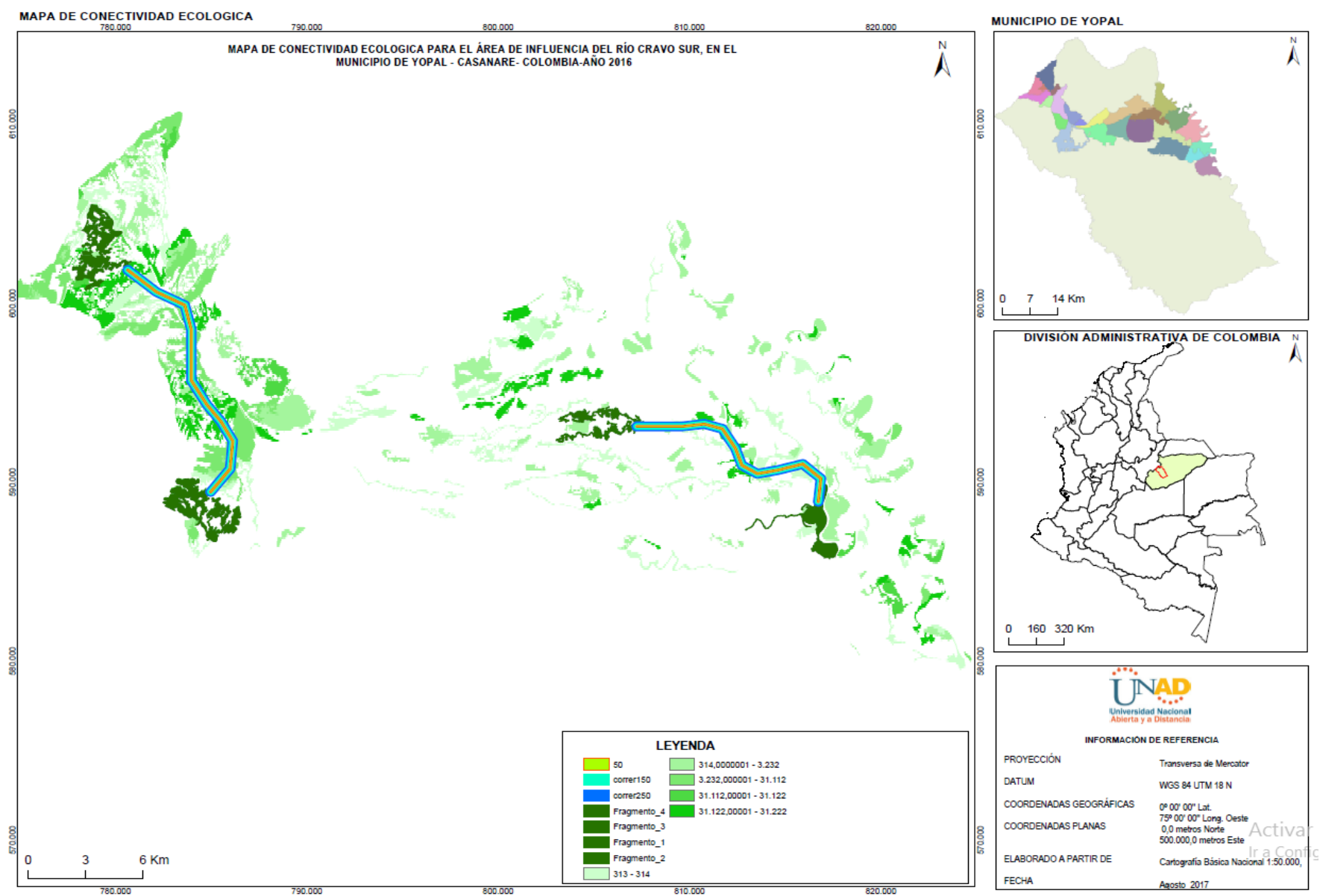


Figura 12. Mapa de ruta de conectividad

7. CONCLUSIONES

De manera general la aplicación de métricas a nivel de paisaje y clase resultó ser un método adecuado para la detección de cambios entre los periodos de análisis; en el estudio realizado se analizaron los cambios en la composición y configuración del paisaje, detectando variaciones en la diversidad y uniformidad, fragmentación, conectividad, complejidad de las formas y agrupamiento a nivel del paisaje.

A nivel de métricas encontramos un paisaje con estructura variable en cuanto a su configuración espacial, de manera que se registraron variaciones bastantes marcadas en cuanto a los relictos de bosque denso; apreciándose deterioro del ecosistema a causa de la deforestación.

Las métricas utilizadas, indicaron un aumento en el nivel de fragmentación del paisaje y una menor conectividad de los espacios naturales; estos resultados expresan un paisaje más heterogéneo. La complejidad de las formas se debe en parte a la configuración del paisaje principalmente para el año 2016, el cual se compone de pocos fragmentos de vegetación natural, que como consecuencia de la actividad antrópica evidenciada a partir de los datos de cobertura analizados, lo que ha traído como consecuencia la generación de una gran cantidad de bordes, como también numerosas aperturas del bosque, lo que conlleva a un aumento en la complejidad de las formas del paisaje.

En cuanto a la conectividad ecológica de los fragmentos de bosque conservado, se plantean dos rutas ecológicas entre fragmentos de la cobertura 31111, con estrategia para la restauración natural del ecosistema vegetal; principalmente para el sector nororiental del piedemonte y sur de la llanura.

La construcción de los corredores ecológicos, se hacen como estrategia para contrarrestar la disminución de la pérdida de biodiversidad, con los corredores se facilita la dispersión de los organismos entre los diferentes fragmentos, aumento del flujo genético, se disminuye la probabilidad de extinción local y en consecuencia se aumenta la resiliencia de los ecosistemas y la cual mejora la provisión de los servicios ecosistémicos.

8. RECOMENDACIONES

Es urgente que las autoridades municipales, Corporinoquia y los propietarios de los predios rurales, en la zona circundante a la ribera del río Cravo sur tomen las medidas que conduzcan al aumento de las áreas con bosques naturales, mejorando la conectividad de corredores biológicos y las formas de los fragmentos.

Realizar nuevas estimaciones de la fragmentación de bosques, procurando mantener una alta escala de información de salida y el monitoreo de los fragmentos. Abordar el estudio de la fragmentación de bosques desde lo temporal y espacial, utilizando metodologías que expliquen los cambios de patrones de paisaje, a partir de los eventos y las dinámicas, tanto naturales como antrópicas, en el heterogéneo mosaico de la estructura del paisaje.

9. BIBLIOGRAFÍA

Alcadía municipal de Yopal. 2003. PLAN basico de ordenamiento territorial municipio de Yopal-Casanare diagnostico territorial. Recuperado de [http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/diagn%C3%B3stico%20-%20yopal%20\(299%20pag%20-%203142%20kb\).pdf](http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/diagn%C3%B3stico%20-%20yopal%20(299%20pag%20-%203142%20kb).pdf)

ATECMA, S.L. identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la región de Murcia. Documento de síntesis. 2007. 40 p. Disponible en Internet: http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=9cb17911-df85-4d4e-aa22-fcc3cdc2261e&groupId=14

Barrett, G. Bohlen, P. 1991. Landscape ecology. in Landscape Linkages and Biodiversity (W. Hudson editor). Island Press, Washington, D.C.

Barrio, G. del, Moral, R.G., Simón, J.C., Sánchez, E. y Cuadrado, A. 1998. Identificación, delimitación y análisis de los elementos del paisaje necesarios para mejorar la coherencia de la Red Natura 2000. Región Alpina Española. Directiva Hábitats 92/43/CEE. Asesores Técnicos de Medio Ambiente (ATECMA), S.L., Madrid.

Bennet, A. 1999. Enlazando el paisaje: El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge.

Botequilha, A.; Miller, J.; Ahern, J.; Mcgarigal, K. (2006). Measuring Landscapes. A Planner's Handbook. Washington: Island Press.

Bustamante R. & Grez A. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ambiente y Desarrollo. Chile. Junio, 1995, vol. 11, no.2, p. 58-63. Disponible en Internet: http://146.83.237.36/focus/people_focus4/pdf/Bustamante%26Grez_1995_Ambiente%26Desarrollo.pdf

Conservation International. 2003. Eastern Tropical Pacific Seascape: an oceanic and coastal conservation and sustainable development corridor. CD Rom.

Echeverry, M. y Harper, G. Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia-Ecuador). Recursos Naturales y Ambiente. 2009, no.58, p. 78-88. Disponible en Internet: http://web.catie.ac.cr/informacion/RFCA/rev58/rna_58Art_11pag78-88.pdf

Environmental Ingenieros Consultores Ltda. Plan de ordenación y manejo de la Cuenca dle río Cravo sur. Síntesis del diagnóstico. Pag, 4-42. Recuperado de <http://www.corpoboyaca.gov.co/cms/wp-content/uploads/2015/11/sintesisdeldiagnosticocravosur.pdf>

EUROPARC. Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Madrid: Ed. FUNGOBE, 2009. 85 P.

Forman, Richard T.T. (1995). Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions.

Nueva York: Cambridge University Press.

Forman, R.T.T. y M. Godron. 1986. Landscape Ecology. J. Wiley & Sons. United States of America. 619 p.

García, P. Diseño de redes de conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales. *Naturalia Cantabricae*. 2009, no.4, p. 3-70. Disponible en Internet: <http://www.indurot.uniovi.es/actividades/naturaliacantabricae/Revistas/numero4/articulo.pdf>

García, J. “Corredores biológicos en la Amazonia colombiana: Estado actual, amenazas y conectividad”. Naciones Unidas Cepal y Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegida. Bogotá, 2012. 32 p. Disponible en Internet: http://www.cepal.org/colombia/noticias/paginas/6/44936/Corredores_biol%C3%B3gicos_Jaime_Garc%C3%ADa.pdf

Gustafson, E. J. (1998). «Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?». *Ecosystems*, nº 1, p. 143-156

Hargis, C.D., J.A. Bissonette & J.L. David. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167–186.

Hess, G. & Fischer R. (2001), Communicating Clearly about Conservation Corridors. *Landscape and Urban Planning* 55, 195-208.

Gurrutxaga, M. Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi. 2005. 150 p. Disponible en Internet: http://www.euskadi.net/r332288/es/contenidos/informe_estudio/corredores_ecologicos/es_doc/adjuntos/memoria.pdf

Jiménez, G. Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la Reserva Forestal Golfo Dulce, Costa Rica. Tesis Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 2000. 74 p. Disponible en Internet: <http://www.banrepcultural.org/sites/default/files/tesis-msc-german-jimenez.pdf>

Jongman, R. y G. Pungetti. 2004. Ecological networks and greenways. Concept, design, implementation. Cambridge University Press. Cambridge, GB.

McGarigal, K. y B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

Márquez, G. De la abundancia a la escasez: La transformación de los ecosistemas en Colombia. En: PALACIO, G. (ed.) Naturaleza en disputa: Ensayos de Historia Ambiental de Colombia 1850 – 1995. s.l., 2001. p 323 - 452. Citado por: COLOMBIA. Contraloría General de la República. (2002). Estado de los recursos naturales y del Ambiente 2001 – 2002: Políticas sectoriales, bosques y participación ciudadana. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia, p. 120

Merriam, G. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In J. Brandt & P. Agger (Eds.), Proceedings of the first international seminar on methodology in landscape ecological research planning Theme I (Vol. 1, pp. 5-15). International Association for Landscape Ecology. Roskilde University.

Moizo, P. Patrón espacial de la integridad ecológica de mosaico paisajístico en el Departamento de Canelones – Uruguay. Tesis de doctorado. Universidad de la República. Montevideo, Uruguay, 2007. 217 p. Disponible en Internet: <http://www.gepama.com.ar/pdfs/Tesis-Moizo.pdf>

Murreita E. 2006. Caracterización de cobertura vegetal y propuesta de una red de conectividad ecológica en el corredor biológico volcánica central - Talamanca, Costa Rica. (Tesis posgrado).

Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE. Turrialba, Costa Rica

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Patton, D.R. (1975). A diversity index for quantifying habitat edge. Wildlife Society Bulletin, 3, 171-173.

Ramos, Z; Finegan, B. 2004. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan - la Selva. Recursos Naturales y Ambiente 49:112-123.

Racero-Casarrubia, J. Determinación de coberturas vegetales y análisis de conectividad en tres microcuencas de la zona cafetera del corregimiento de Palmitas, municipio de Medellín, Colombia.

Fundación Grupo hábitat Territorio y Medio Ambiente. 2008. Disponible en Internet: meridian.aag.org/mycoe/biodiversity/projects/Racero-Casarrubia.pdf

Ruiz, C., Cardona, D & Duque, L. 2012. Corredores biológicos una estrategia de recuperación en paisaje altamente fragmentados. Revista gestión y ambiente. Vol. 15- No. 1. Pp 7-18

Salazar-Holguín, F.; Benavides-Moliner, J.; Trespalacios-González, O. & Pinzón, L (comp.). Informe sobre el Estado de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente, Componente de Biodiversidad Continental - 2009. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos - Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., 2010. 167 p. Disponible en Internet: http://www.humboldt.org.co/iavh/documentos/inf_estado_recursos_naturales_2009.pdf

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1), 18-32. Wiley Online Library. Retrieved from <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0006320792907253>.

Sistema Nacional de Áreas de Conservación - SINAC. Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos en Costa Rica. San José, C.R., 2008. 54 p. Disponible en la página de Disponible en Internet: http://sgp.undp.org/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=84&Itemid=188

Smith, D. 1993. An overview of greenways. in *Ecology of Greenways: design and function of linear conservation areas* (D. Smith and P. Cawood Hellmund editors). University of Minnesota Press, Minneapolis.

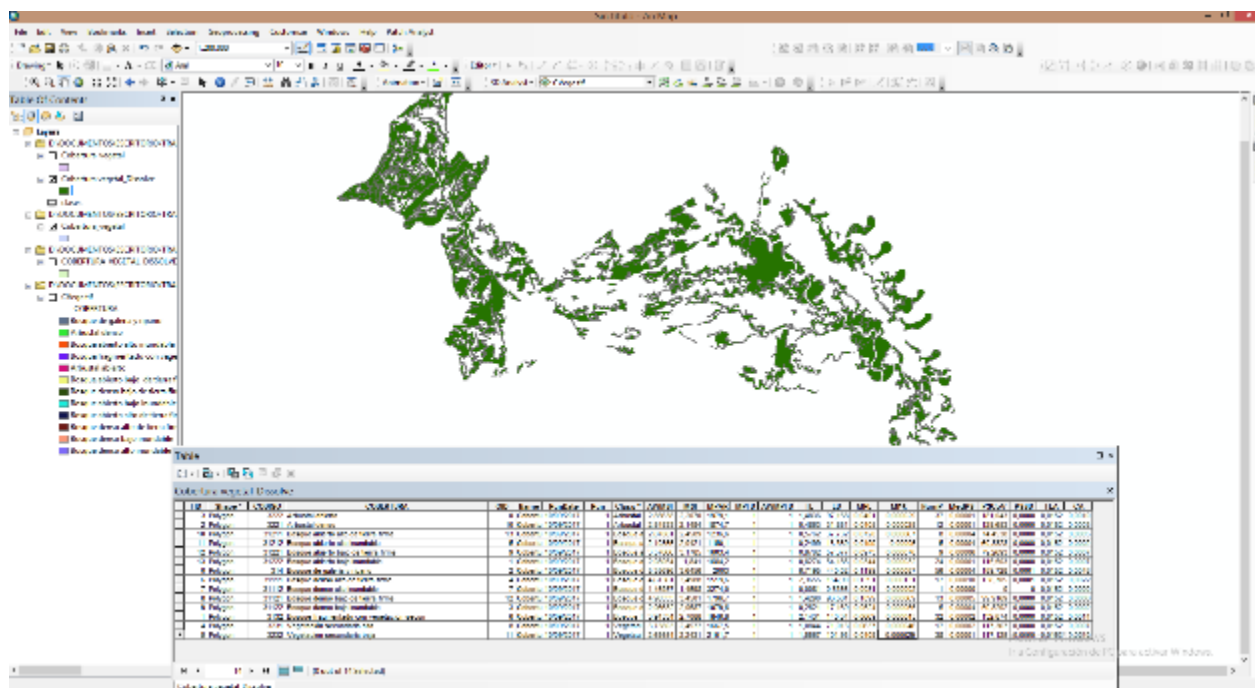
Unwin, D. (1979). Introductory spatial analysis. Methuen and Corporation, New York, USA

Valle, A.; Villacorta, J. & Zelaya, C. Estudio de fragmentación del bosque de la Cuenca del río Lempa y sus implicaciones en el corredor biológico mesoamericano: el caso de El Salvador. Universidad de El Salvador. Tesis para Ingeniero Agrónomo. 2003. 113 p. Disponible en Internet: <http://ri.ues.edu.sv/1724/1/13101258P.pdf>

Vargas, O. Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua Cundinamarca. Bogotá: Universidad nacional de Colombia. Facultad de Ciencias, 2008. 372 P.

Vila, J; D, Varga; A, Llausas & A, Ribas. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. Doc. Anal. Geogr. 2006, n. 48. P. 151 – 166. Disponible en Internet: <http://dugi-doc.udg.edu/bitstream/handle/10256/1824/72657-83244-1-PB.pdf?sequence=1>

With, K.; R. H. Gardner & M. G Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78(1): 151-169.



[illegible]